

**Hochmoore im Erzgebirge –
Untersuchungen zum Zustand und
Stoffaustragsverhalten unterschiedlich
degradierter Flächen**

**vom Lehrstuhl Landschaftslehre/ Geoökologie
am Institut für Geographie
der Technischen Universität Dresden**

**zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften
Dr. rer. nat.**

genehmigte Dissertation

**vorgelegt von Dipl.-Geogr. Anna Katharina Böhm,
geboren am 02.03.1977 in Dresden**

Tag der Einreichung:	05.10.2005
Tag der mündlichen Prüfung:	24.02.2006
Vorsitzender:	Prof. Dr. A. Kleber
1. Prüfer:	Prof. Dr. A. Kleber
2. Prüfer:	Doz. Dr. K. Grunewald

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass die vorgelegten Exemplare meiner Dissertation mit dem Titel „Hochmoore im Erzgebirge – Untersuchungen zum Zustand und Stoffaustragsverhalten unterschiedlich degradierter Flächen“ mit dem Original der Arbeit übereinstimmen.

Die Promotion erfolgte an der TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo-, und Hydrowissenschaften am Institut für Geographie, Lehrstuhl Landschaftslehre/ Geoökologie in der Zeit von April 2001 bis zur Abgabe der Arbeit im September 2005. Das Rigorosum und die Verteidigung wurden am 24.02.2006 erfolgreich absolviert.

Dresden, den 06. Dezember 2006

Anna Katharina Böhm

**„Vom Regen nur und Tau
des Himmels ist es aufgewachsen.
Die Erde nährt es nicht.
Und wenn das Wasser sonst
den Abhang eilends flieht
Hier siehst Du es auf Höh und Abhang
weilen.“**

Johannes Dau (1823)

Danksagung

Hiermit möchte ich mich bei allen Personen bedanken, die mich bei der vorliegenden Arbeit unterstützt haben.

An erster Stelle gilt mein Dank Herrn Doz. Dr. rer. nat. habil. Karsten Grunewald für die Betreuung dieser Arbeit. Seine Unterstützung beschränkte sich nicht nur auf die hilfreichen fachlichen Diskussionen, sondern war auch praktischer Art bei der Umsetzung der Geländearbeiten in den Testgebieten.

Im Weiteren möchte ich mich bei Dr. rer. nat. Michael Gebel bedanken, der sowohl die Vegetationsaufnahmen im Gelände fachlich unterstützte als auch maßgeblich zur Auswertung der vegetationskundlichen Daten beitrug.

Ein ganz besonderer Dank gilt den technischen Mitarbeiterinnen im Labor des Institutes für Geographie der TU Dresden Frau Sieglinde Gerstenhauer und Frau Beate Winkler, die durch die Ausführung und Unterstützung der umfangreichen Laboruntersuchungen wesentlich zur Gewinnung der Datengrundlage beitrugen.

Meinem Kollegen Dipl. Geogr. Dirk Pavlik möchte ich für seine geduldige Hilfe bei allen PC-Fragen und insbesondere für die GIS-Bearbeitung der Karten danken.

Ebenfalls Dank gilt meiner Kollegin am TZW Dresden und langjährigen Freundin Dipl. Geogr. Caroline Fiebiger, die mir immer mit Rat und Tat zur Hilfe stand sowie für die Durchsicht des Manuskriptes.

Meinen Eltern danke ich für ihre moralische und materielle Unterstützung, die mir stets zu Teil wurde.

Dresden, den 06. September 2005

Anna Katharina Böhm

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	5
Zusammenfassung	7
Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungsverzeichnis	16
1 Einleitung und Zielstellung	17
2 Grundlagen	21
2.1 THEORETISCHE GRUNDLAGEN UND BEGRIFFSDEFINITIONEN	21
2.2 KENNTNISSTAND	34
3 Hochmoore im Erzgebirge	37
3.1 VERBREITUNG UND FLÄCHE	37
3.2 GENESE DER HOCHMOORE IM ERZGEBIRGE.....	40
3.3 NUTZUNGSGESCHICHTE UND ZUSTAND DER ERZGEBIRGISCHEN HOCHMOORE	44
4 Material und Methoden.....	49
4.1 DEFINITION DES BEGRIFFES „ZUSTAND“ UND AUSWAHL DER TESTFLÄCHEN	49
4.2 STOFFAUSTRAG	54
4.3 GELÄNDEARBEITEN ZUR ERFASSUNG VON ZUSTAND UND STOFFAUSTRAG DER TESTFLÄCHEN.....	55
4.4 LABORANALYSEN ZUR ERMITTLUNG DER CHEMISCH-PHYSIKALISCHEN TORFEIGENSCHAFTEN UND AUSGEWÄHLTER GEWÄSSERCHEMISCHER PARAMETER	58
4.5 STATISTISCHE METHODEN ZUR DATENAUSWERTUNG	62
5 Ergebnisse	65
5.1 EINGRIFFSTYP I „GRABENPFLEGE“ – TESTFLÄCHE WEIßE MULDE.....	65
5.1.1 Kurzcharakteristik des Einzugsgebietes der Talsperre Muldenberg und Lage der Testfläche im Einzugsgebiet	65
5.1.2 Kennzeichnung von aktuellem Zustand und Stoffaustrag der Testfläche Weiße Mulde.....	66
5.2 EINGRIFFSTYP II „NATÜRLICHE GRABENVERLANDUNG“ – TESTFLÄCHEN CARLSFELD UND SALZFLÜßCHEN.....	71
5.2.1 Kurzcharakteristik des Einzugsgebietes der Talsperre Carlsfeld und Lage der Testfläche im Einzugsgebiet	71
5.2.1.1 Kennzeichnung von aktuellem Zustand und Stoffaustrag der Testfläche Carlsfeld	72

5.2.2	Kurzcharakteristik des Einzugsgebietes der Talsperre Rauschenbach und Lage der Testfläche im Einzugsgebiet	78
5.2.2.1	Kennzeichnung des aktuellen Zustandes der Testfläche Salzflüßchen	80
5.3	EINGRIFFSTYP III „ÖKOTECHNISCHER GRABENVERBAU“ – TESTFLÄCHE LÖFFELSBACH	85
5.3.1	Kurzcharakteristik des Einzugsgebietes des Löffelsbaches und Lage der Testfläche im Einzugsgebiet	85
5.3.2	Kennzeichnung von aktuellem Zustand und Stoffaustrag der Testfläche Löffelsbach	85
6	Vergleich und Synthese	93
6.1	VERGLEICH DES ZUSTANDES DER TESTFLÄCHEN SALZFLÜßCHEN, CARLSFELD, WEIßE MULDE UND LÖFFELSBACH	93
6.1.1	Vergleich der Torfböden und ihrer Eigenschaften	93
6.1.2	Vergleich von Grabensystem und Vegetation	101
6.1.3	Bewertung des Zustandes der Testflächen	106
6.2	VERGLEICH GEWÄSSERCHEMISCHER PARAMETER DER TESTFLÄCHEN CARLSFELD, WEIßE MULDE UND LÖFFELSBACH	107
6.2.1	Organische Wasserinhaltsstoffe	107
6.2.2	Anorganische Wasserinhaltsstoffe	122
6.2.3	Vergleich der Stoffausträge aus den Testflächen	130
6.3	SYNTHESE	132
6.3.1	Zusammenfassende Betrachtung der Beziehung zwischen Zustand und Stoffaustragsverhalten der Testflächen Carlsfeld, Weiße Mulde und Löffelsbach 132	
6.3.2	Prognose zur Entwicklung der Testfläche Salzflüßchen nach der Wiedervernässung	138
7	Schlussfolgerungen	144
	Literatur	148
	Anlagenverzeichnis	162
	Kurzfassung	190
	Summary	192
	Thesen	194
	Thesis	198

Zusammenfassung

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, den Einfluss des Zustandes erzgebirgischer Hochmoore auf ihren Stoffaustrag und speziell auf ihren DOC-Austrag zu untersuchen. Der Zustand der Hochmoore wird vor allem durch die unterschiedliche, zum Teil seit Jahrhunderten andauernde Nutzung dieser Standorte bedingt. Die Fragestellung ist weiterhin vor dem Hintergrund stark veränderter Ökosystemzustände und erhöhter DOC-Einträge in Oberflächengewässer und Talsperrensysteme im Erzgebirge sowie dem aus unterschiedlichen Interessen an der Moornutzung erwachsenen Nutzungskonflikt zu sehen.

Um die Problemstellung zu bearbeiten, wurden Moortestflächen mit unterschiedlichen Nutzungseingriffen ausgewählt. Entsprechend der aktuell vorkommenden Eingriffstypen in erzgebirgischen Hochmooren sind die gewählten Testflächen die Grabenräumung in Folge intensiver forstlicher Nutzung – Testfläche: Weiße Mulde; die natürliche Grabenverlandung mächtiger Moorstandorte durch Extensivierung der Forstwirtschaft – Testfläche: Carlsfeld & Salzflüßchen sowie der ökotechnische Grabenverbau durch die naturschutzfachliche Revitalisierung von Moorstandorten – Testfläche: Löffelsbach.

Der durch die Eingriffstypen bedingte Zustand der Testflächen wurde durch die Komponenten Boden, Vegetation und Gräben in den Jahren 2001-2003 im Gelände erfasst. Dafür wurden standortbezogen Boden- und Vegetationsuntersuchungen durchgeführt und die Entwässerungsgräben kartiert. Für die Kennzeichnung der Torfeigenschaften wurden Mächtigkeit, Stratigraphie, Zersetzungsgrad und Bodenfeuchte angesprochen sowie im Labor anhand von Misch- und Stechzylinderproben chemische und physikalische Eigenschaften bestimmt. Die Vegetation wurde anhand der Artzusammensetzung, -mächtigkeit und der Deckungsgrade erfasst, so dass Pflanzengesellschaften abgeleitet werden konnten. Die Gräben wurden fortlaufend kartiert und nach Länge, Dichte und Funktion in den Testflächen charakterisiert. Mit Hilfe der so erhaltenen Torf-, Vegetations- und Grabenparameter wurde die Bewertung des Zustandes der Testflächen vorgenommen. Dabei konnte auf einen Bewertungsalgorithmus von ZINKE & ULLMANN (2000) zurückgegriffen werden, der für die Testflächen angepasst wurde und deren moorökologischen Zustand bewertet.

Hinsichtlich des Stoffaustrages der Testflächen wurden nur die gelösten, wassergetragenen Stofffrachten ermittelt. Diese Vorgehensweise ist sowohl vor dem Problem erhöhter DOC-Konzentrationen in Oberflächengewässern als auch methodisch gerechtfertigt. Nach FREDE & BACH (1996) kann davon ausgegangen werden, dass mit der Erfassung der gelösten Stofffrachten der Großteil der transportierten Stoffmengen erfasst wird. Dafür wurde in den Testflächen ein Netz von Wassermessstellen angelegt, an denen die Grabenwässer beprobt

wurden. Da die Testflächen eindeutig durch ihre Gräben bzw. den Grabenverbau abgegrenzt waren, konnte der Testflächenauslass bestimmt werden. Dieser wurde durch jeweils eine Messstelle beprobt, so dass die testflächenspezifischen Stoffausträge als Integral der oberhalb liegenden Testflächen angesehen werden können. Die Beprobung der Testflächenwässer für ihre chemische Kennzeichnung erfolgte in den Jahren 2002 und 2003, wo gleichzeitig die Abflussmengen anhand der Profileigenschaften der Gräben am Testflächenauslass geschätzt wurden.

Die Auswertung der Messdaten insbesondere der Torf- und Wasserkennwerte erfolgte mit statistischen Methoden. Für die Testfläche Salzflüßchen konnten auf Grund mangelnder Wasserflüsse in deren Gräben keine adäquaten Wassermessungen vorgenommen werden. Es konnte nur eine Zustandsanalyse und Bewertung durchgeführt werden. Da aber seit 2001 bekannt war, dass der Hochmoorstandort wiedervernässt werden soll, sollte anhand der Erkenntnisse aus den anderen Testflächen eine Prognose für die Entwicklung des Zustandes und der gelösten Stoffausträge der Testfläche nach der Wiedervernässung abgeleitet werden.

Der Vergleich der Testflächen hinsichtlich ihres Zustandes und der in den Grabenwässern gelösten Stoffe sowie der Stoffausträge erbrachte folgende Ergebnisse:

Die Zustandsbewertung zeigte, dass die Testfläche Weiße Mulde den schlechtesten Zustand besaß, was auf die gering mächtigen und stark degradierten Torfe, die intensive forstliche Nutzung und die 2001/ 2002 beräumten Gräben zurückzuführen war. Deutlich besser wurde der Zustand der Testfläche Salzflüßchen bewertet, auf Grund der mächtigen Torfe und der zum Teil gut erhaltenen Torfeigenschaften sowie durch die natürliche Verlandung der Gräben in Folge extensiver forstlicher Nutzung. Im Vergleich zu den anderen Testflächen besaßen die Testflächen Carlsfeld und Löffelsbach den besten moorökologischen Zustand. In der Testfläche Carlsfeld wird dieser ebenfalls durch mächtige und gut erhaltene Torfe, die natürliche Grabenverlandung sowie die den Standortbedingungen entsprechende hochmoornahe Vegetation verursacht. In der Testfläche Löffelsbach ist der Zustand vor allem durch den ökotechnischen Grabenverbau bedingt, der zu hohen Wasserständen, der Konservierung der Torfe und einer Vegetation schwach mesotropher Zwischenmoorstandorte führt.

Die vergleichende Untersuchung der Stoffkonzentrationen und Stoffausträge aus den Testflächen erbrachte, dass die Wässer der Testfläche Weiße Mulde durch die geringsten DOC-Konzentrationen von stets $<10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ gekennzeichnet waren. Charakteristisch war die geringe Streuung der DOC-Konzentrationen. Als Ursachen werden der geringe Kohlenstoffvorrat, die stark degradierten Torfe, die geringe Bodenfeuchte und die

verminderte Verweilzeit von Wasser in der Testfläche durch die geöffneten Gräben angesehen. Die anorganischen Wasserinhaltsstoffe waren durch hohe Konzentrationen der oxidierten Formen wie Sulfat ($>20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) und Nitrat ($0,7\text{-}3,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) gegenüber reduzierten Formen wie Ammonium ($0,02\text{-}0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) gekennzeichnet. Gering waren auch die Phosphatkonzentrationen ($0,04\text{-}0,12 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Das Abflussverhalten der Testfläche war ausgeglichen, was durch die Grabenräumung bedingt schien. Auf Grund dessen und entsprechend der Stoffkonzentrationen wurden konstante Stoffausträge, die für den DOC und das Phosphat gering und für das Sulfat hoch waren, beobachtet.

In der Testfläche Carlsfeld erreichten die DOC-Konzentrationen deutlich höhere Werte von bis zu $47 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Sie waren durch eine hohe Variabilität charakterisiert, die vor allem auf saisonale Effekte und Witterungsereignisse zurückgeführt werden. Die insgesamt im Vergleich zur Testfläche Weiße Mulde höheren DOC-Konzentrationen werden auf den höheren Kohlenstoffvorrat, geringer zersetzte Torfe und die höhere Verweilzeit von Wasser im Torfkörper in Folge der Torfeigenschaften und der Grabenverlandung zurückgeführt. Die anorganischen Stoffkonzentrationen waren im Vergleich zu Weißen Mulde durch ähnliche Phosphatkonzentrationen ($0,1\text{-}0,26 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), geringere Sulfat- ($5,4\text{-}18,6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) und Nitratkonzentrationen ($0,4\text{-}1,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), aber höhere Ammoniumkonzentrationen ($0,04\text{-}0,56 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) gekennzeichnet. Charakteristisch war auch hier die höhere Streuung der Konzentrationen. Statistisch signifikante Zusammenhänge wurden für die Nitrat- und Sulfatkonzentration zum DOC beobachtet. Das Abflussverhalten der Testfläche war wahrscheinlich durch die verlandenden Gräben stärker ereignisbezogen, so dass dementsprechend auch die Stoffausträge durch ereignisbezogen hohe DOC-Frachten, aber konstant niedrigere Sulfat- und Phosphatfrachten gekennzeichnet waren.

In der Testfläche Löffelsbach wurden die höchsten DOC-Konzentrationen aller Testflächen gemessen, die wie in der Testfläche Carlsfeld einer hohen Streuung unterlagen. Als ursächlich dafür werden saisonale Effekte sowie der durch die Wiedervernässung gesteuerte Wasserrückstau und das Abflussverhalten der Testfläche gesehen. Die anorganischen Wasserinhaltsstoffe zeigten die geringsten Sulfat- ($3,2\text{-}11,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) und die höchsten Phosphatkonzentrationen ($0,12\text{-}0,47 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) aller Testflächen. Soweit die Ammoniumkonzentrationen ($0,03\text{-}1,32 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) bestimmt wurden, zeigten sie ebenfalls die höchsten Werte aller Testflächen. Da das Abflussverhalten der Testfläche durch Überläufe an den Grabenverbauen gesteuert wurde, erfolgten Abflüsse vor allem bei Wassersättigung in der Testfläche. Dadurch unterlagen alle Stoffausträge starken Schwankungen, die in Abhängigkeit

von Jahreszeit und Witterungsereignissen durch hohe DOC-, Sulfat- und Phosphatausträge gekennzeichnet waren.

Die vorliegenden Ergebnisse deuten im Abgleich mit der internationalen Literatur darauf hin, dass ein schlechter moorökologischer Zustand mit geräumten Gräben durch verminderte DOC-Konzentrationen und DOC-Austräge sowie insgesamt verringerte Stoffausträge gekennzeichnet ist. Durch ein ausgeglichenes Abflussverhalten auf Grund geräumter Gräben, unterliegen die Stoffausträge geringeren abflussbedingten Schwankungen. Im Gegensatz dazu scheint eine Verbesserung des moorökologischen Zustandes durch natürliche Grabenverlandung oder ökotechnischen Grabenverbau, zu einem Anstieg der Stoffausträge insbesondere der DOC- und bei intensiver Wiedervernässung auch der PO_4 -Austräge in Folge steigender DOC- und Phosphatkonzentrationen zu führen. Da gleichzeitig das Abflussverhalten sich wieder dem natürlicher Hochmoore annähert und dieses stark ereignisbezogen reagiert, unterliegt auch der Stoffaustrag entsprechend ereignisbezogen starken abflussbedingten Schwankungen.

Anhand dieser Ergebnisse wurde eine Prognose für die Entwicklung der Testfläche Salzflüßchen nach der Wiedervernässung erstellt. Es ist anzunehmen, dass sich aus moorökologischer Sicht der Zustand der Testfläche verbessern wird. Verursacht wird die Zustandsverbesserung insbesondere durch den, wenn auch „künstlich“ verursachten, erhöhten Wasserstand sowie die Veränderung der Vegetation. Hinsichtlich der Stoffkonzentrationen im Abfluss der Testfläche kann mit einer Erhöhung der DOC-, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen und einer Abnahme der Sulfatkonzentrationen gerechnet werden, vergleichbar mit der Testfläche Löffelsbach. Die Frachten der genannten Wasserinhaltsstoffe insbesondere des DOC werden ebenfalls ansteigen, aber ereignis- und damit abflussbedingten Schwankungen unterliegen.

Mit der vorliegenden Arbeit wurden zum ersten Mal für das Erzgebirge unterschiedlich degradierte Hochmoorstandorte hinsichtlich ihres moorökologischen Zustandes und der damit verbundenen gelösten Stoffausträge mit Methoden und Ansätzen aus der Geoökologie untersucht. Durch den vergleichsweise kurzen Untersuchungszeitraum und die zum Teil geringen Stichprobenumfänge kann der Zusammenhang zwischen eingriffsbedingtem Zustand und Stoffaustrag nicht abschließend geklärt werden. Daher wird vorgeschlagen, die vorliegenden Erkenntnisse in weiteren Studien mit vergleichenden Untersuchungen unterschiedlicher Eingriffe in erzgebirgische Hochmoore zu verifizieren und zu erweitern.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Strategie und Zielstellung der Arbeit.....	19
Abb. 2:	Bodenbildende Prozesse auf entwässerten Moorstandorten (Quelle: SUCCOW & JESCHKE 1990)	26
Abb. 3:	Veränderung der SO ₂ -Konzentrationen der Luft (Jahresmittelwerte 1985, 1990, 1995, 1999) (Quelle: Umweltbundesamt).....	32
Abb. 4:	Entwicklung der Hochmoore im Erzgebirge (Quelle: SLOBODDA 1998)	41
Abb. 5:	Profil durch ein Regenmoor im Erzgebirge (Quelle: SLOBODDA 1998)	43
Abb. 6:	Prozentualer Flächenanteil der vier Moorzustandsstufen (Quelle: INFORMATIONENBLATT ZWECKVERBAND NATURPARK „ERZGEBIRGE/VOGTLAND“ 2001)	46
Abb. 7:	Lage der Talsperreneinzugsgebiete, in denen sich die Moortestflächen befinden, innerhalb des Erzgebirges (Quelle: DIERCKE WELTATLAS 1992).....	53
Abb. 8:	Chromatogramme der Gelchromatographie (oben: OC-Detektion, unten: UV-Detektion), (Quelle: TZW Dresden)	62
Abb. 9:	Repräsentatives Torfprofil der Testfläche „WM“ (s. Anlage 16).....	67
Abb. 10:	DOC-Konzentrationen der Testflächenstandorte zu den Terminen der Wasserbeprobung in den Jahren 2002 und 2003	69
Abb. 11:	Repräsentatives Torfprofil der Testfläche „CF“ (s. Anlage 16)	73
Abb. 12:	DOC-Konzentrationen der Testflächenstandorte zu den Terminen der Wasserbeprobung in den Jahren 2002 und 2003	76
Abb. 13:	Repräsentatives Torfprofil der Testfläche „SF“ (s. Anlage 16).....	81
Abb. 14:	Repräsentatives Torfprofil der Testfläche „LB“ (s. Anlage 16).....	86
Abb. 15:	DOC-Konzentrationen der Testflächenstandorte zu den Terminen der Wasserbeprobung in den Jahren 2002 und 2003	90
Abb. 16:	Entwicklung der DOC- und weiterer Stoffkonzentrationen in der Testfläche vom Einlass zum Auslass (Mediane der Stoffkonzentrationen an den Standorten, n=5).....	91
Abb. 17:	Vereinfachte und idealisierte Torfprofile der Testflächen	93
Abb. 18:	Azidität der Torfe in den Testflächen	95
Abb. 19:	Anteil der OBS an der Torfsubstanz der Testflächen	96
Abb. 20:	Trophische Verhältnisse in den Torfen der Testflächen	97
Abb. 21:	Substanzvolumen der Torfe in den Testflächen Salzflüsschen, Carlsfeld und Weiße Mulde	98
Abb. 22:	DOC-Konzentration in den Testflächenauslässen zu den 5 Messterminen	108
Abb. 23:	DOC-Konzentration im Zulauf Ost von 1993 bis 2003 (rote Datenpunkte: eigene Messungen, grüne Datenpunkte: ausgewählte Extremwerte anderer Jahre), (Datenquelle: LTV, eigene Messungen).....	116

Abb. 24:	Sulfatkonzentration an den Testflächenaustritten.....	126
Abb. 25:	Phosphatkonzentration an den Testflächenaustritten.....	128
Abb. 26:	Schematische Darstellung des Zusammenhanges zwischen Zustand und Stoffaustrag der Moortestflächen	132

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Autoren, die sich mit dem DOC-Austrag nach Entwässerung befassen.....	27
Tab. 2:	Stickstoffeinträge [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$] auf der Dauerbeobachtungsfläche Klingenthal von 1994-2003 (Quelle: SMUL 2004).....	33
Tab. 3:	Klimatische Eigenschaften (Jahresmittelwerte von Temperatur (T) & Niederschlag (NS)) der oberen Lagen (OL) und Kammlagen (KL) der Erzgebirgsmesochoren (Quellen: BERNHARDT 1971, BERNHARDT et al., 1986, ERLÄUTERUNGSBAND ZUR FSK DES STFB EIBENSTOCK 1981, THOMAS-LAUCKNER 1971, MANNSFELD & RICHTER 1995, SLOBODDA 2000)	38
Tab. 4:	Übersicht zur Veränderung der Moorfläche [km^2] im Erzgebirge von 1896 bis 2000	39
Tab. 5:	Eigenschaften der Gesteinsverwitterungsdecken nach Ausgangsgestein (Quelle: MANNSFELD, RICHTER 1995).....	40
Tab. 6:	Zustandsklassen erzgebirgischer Moore (Quelle: ZINKE & ULLMANN 2000).....	45
Tab. 7:	Moorbiotope des Erzgebirges (Quelle: MIHM 2000, ZINKE 2002).....	47
Tab. 8:	Eingriffstypen in erzgebirgischen Hochmooren	49
Tab. 9:	Komponenten und ihre Eigenschaften zur Kennzeichnung des Zustandes von Moorflächen.....	50
Tab. 10:	Torfmächtigkeit (ZINKE & ULLMANN 2000).....	51
Tab. 11:	Profil- & Torfeigenschaften (selbst entwickelt, Kurzzeichen vgl. AG Boden 1996)	51
Tab. 12:	Regenerationsflächen (verändert nach ZINKE & ULLMANN 2000).....	51
Tab. 13:	Biotopausstattung (verändert nach ZINKE & ULLMANN 2000)	52
Tab. 14:	Gräben & Grad der Entwässerung (verändert nach ZINKE & ULLMANN 2000).....	52
Tab. 15:	Anzahl der Standorte der Boden- und Vegetationsuntersuchungen einschließlich der Anzahl an Bodenproben, aufgliedert auf die vier Testflächen.....	56
Tab. 16:	Wassermessstellen der drei Testflächen im Westerzgebirge und ihre Zuordnung zu den Kategorien „Input“, „Testfläche“, „Output“	57
Tab. 17:	Termine für die Wasserbeprobung der Testflächen im Westerzgebirge.....	57
Tab. 18:	Kennzeichnung der Azidität von Torfen.....	59
Tab. 19:	Kennzeichnung der Torfe nach ihrem Gehalt an organischer Bodensubstanz	60
Tab. 20:	Nc – Werte und Trophiestufen für nährstoffarme Hochmoortorfe	60
Tab. 21:	Teileinzugsgebiete der TWTS Muldenberg und der prozentuale Anteil der Moorböden an der Teileinzugsgebietsfläche.....	66
Tab. 22:	Zusammenfassung chemischer Kennwerte der Torfe in der Testfläche	68
Tab. 23:	DOC-Austrag am Testflächenauslass W1 zu den 5 Beprobungsterminen.....	70
Tab. 24:	Stoffkonzentrationen in den Testflächenwässern	70
Tab. 25:	SO_4^{2-} -Austrag am Testflächenauslass W1 zu den 5 Beprobungsterminen	71
Tab. 26:	Zusammenfassung chemischer Kennwerte der Torfe in der Testfläche	74

Tab. 27:	DOC-Austrag am Testflächenauslass CF8 zu den 5 Beprobungsterminen	77
Tab. 28:	Stoffkonzentrationen in den Testflächenwässern	78
Tab. 29:	SO ₄ ²⁻ -und NO ₃ ³⁻ -Austrag am Testflächenauslass CF8 zu den 5 Beprobungsterminen	78
Tab. 30:	Teileinzugsgebiete des EG Rauschenbach und prozentualer Anteil der Moorböden an der Teileinzugsgebietsfläche.....	79
Tab. 31:	Zusammenfassung chemischer Kennwerte der Torfe in der Testfläche	83
Tab. 32:	Moos- und Grasarten der Gräben und Grabenränder (Quelle: NATURPARK „ERZGEBIRGE/ VOGTLAND“ 2003)	84
Tab. 33:	Zusammenfassung chemischer Kennwerte der Torfe in der Testfläche	87
Tab. 34:	Median der Wasserstände an den einzelnen Pegeln in [cm GOF] in den Jahren 2001-2004 (GOF....Geländeoberfläche).....	88
Tab. 35:	Betrag der maximalen Wasserstandsschwankung [cm] an den Pegeln in den Jahren 2001- 2004	89
Tab. 36:	DOC-Austrag am Testflächenauslass LB5 zu den 5 Beprobungsterminen	90
Tab. 37:	Stoffkonzentrationen in den Testflächenwässern	91
Tab. 38:	SO ₄ ²⁻ -Austrag am Testflächenauslass LB5 zu den 5 Beprobungsterminen	92
Tab. 39:	Wertespanne wichtiger chemischer Torfeigenschaften in den Testflächen.....	94
Tab. 40:	Hydrophysikalische Torfeigenschaften in den Testflächen (Quelle: KAHLERT 2005)..	99
Tab. 41:	Mittlerer Kohlenstoffvorrat der Testflächen.....	101
Tab. 42:	Übersicht der wichtigsten Eigenschaften des Grabennetzes in den Testflächen	102
Tab. 43:	Prozentuale Häufigkeit [%] der Arten in den Testflächen in den Zeigerwertklassen der Zeigerwerte Feuchte-, Reaktions- & Stickstoffzahl.....	103
Tab. 44:	Bewertung der Testflächen nach dem festgelegten Punkteschlüssel der Bewertungskriterien (vgl. Tab. 10-13).....	106
Tab. 45:	Zuordnung der Testflächen zu den Zustandsklassen für erzgebirgische Moore nach ZINKE & ULLMANN (2000).....	107
Tab. 46:	Spanne der TOC-Konzentration und des prozentualen Anteils der Fraktionen am TOC	109
Tab. 47:	Mittlere Höhenlage und langjähriges Mittel (1960-2003) der Wasserhaushaltskomponenten in den Testflächen (Quelle: SCHULZE 2005)	110
Tab. 48:	DOC-Konzentration [mg·l ⁻¹] an den Testflächenauslässen zu den fünf Messterminen ..	111
Tab. 49:	Witterung in den Testgebieten 10 Tage vor den Beprobungsterminen im Mai und August 2002	112
Tab. 50:	Witterung in den Testgebieten 10 Tage vor dem Beprobungstermin im November 2002	112
Tab. 51:	Witterung in den Testgebieten 10 bzw. 5 Tage vor dem Beprobungstermin im Juni 2003	114

Tab. 52:	Durchschnittlicher C-Pool der Testflächen und mittlere DOC-Konzentration (Median) an den Testflächenauslässen	117
Tab. 53:	Mittlere Physikalische Torfeigenschaften der Testflächen (Quelle: Eigene Messungen (Bodenfeuchte: Werte CF & WM von 2002, Werte LB geschätzt), KAHLERT 2005). 119	
Tab. 54:	pH-Werte und Elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$] der Wässer an den Testflächenauslässen.....	123
Tab. 55:	NO_3^- , NO_2^- & $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in den Testflächenauslässen zu den 5 Messterminen.....	124
Tab. 56:	Stoffaustragsverhalten der Testflächen sowie Spanne (n=5) der Stofffrachten an den Testflächenauslässen (MAD in Klammern, Abflüsse s. Kap. 5.1.2, 5.2.1.2, 5.3.2)	130
Tab. 57:	Gegenüberstellung des Zustandes der Testflächen, Stoffkonzentrationen am Testflächenauslass (Mittelwert der 5 Messungen) und Stoffaustrag aus den Testflächen	137
Tab. 58:	Mediane ausgewählter Torfeigenschaften in den Testflächen – signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Signifikanzniveau: $\alpha=0,05$). 139	
Tab. 59:	Organische und Anorganische Wasserinhaltsstoffe an der Messstelle RB 6 (Messzeitraum: 16.05.2001-28.11.2004), (s.....Standartabweichung)	141

Abkürzungsverzeichnis

Abb	Abbildung
CF	Carlsfeld
DOC	Dissolved Organic Carbon
EG	Einzugsgebiet
FFH	Flora-Fauna-Habitat – Richtlinie
FND	Flächennaturdenkmal
GOF	Geländeoberfläche
J v.H.	Jahre vor heute
LB	Löffelsbach
LTV	Landestalsperrenverwaltung
MAD	Mittlere Absolute Abweichung
n	Stichprobenumfang
NS	Niederschlag
NSG	Naturschutzgebiet
RD	Rohdichte
s.	siehe
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient
SF	Salzflüßchen
Sto	Standort
SV	Substanzvolumen
T	Temperatur
Tab	Tabelle
TEG	Teileinzugsgebiet
TF	Testfläche
TOC	Total Organic Carbon
TS	Trockensubstanz
u.a.	unter anderem
vgl.	vergleiche
WM	Weißer Mulde

1 Einleitung und Zielstellung

Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind Hochmoore im Erzgebirge, die in den vergangenen Jahrhunderten und Jahrzehnten starken globalen wie regionalen Wandelprozessen unterlagen und derzeit häufig im Interessenkonflikt unterschiedlicher Gebietsnutzer wie Wasser-, Forstwirtschaft und Naturschutz stehen.

Ungestörte, natürliche Hochmoore sind Ökosysteme die durch eine langfristig positive Stoffbilanz charakterisiert sind. Da die Stoffakkumulation höher ist als der mikrobielle Abbau, können sie langfristig als Stoffsenke angesehen werden (FREDE & BACH 1996). Moore besitzen deshalb eine bedeutende Funktion im Landschaftsstoffhaushalt, da sie insbesondere Kohlenstoff, aber auch andere Nährstoffe und Schadstoffe speichern (SUCCOW & JESCHKE 1986).

Völlig unbeeinflusste Hochmoore existieren heute im Erzgebirge nicht mehr. Seit dem 12. und verstärkt seit dem 18. Jahrhundert wurden die erzgebirgischen Hochmoore vielfältig genutzt, so dass sie in ihrer Mehrzahl entwässert und unterschiedlich stark degradiert sind (SLOBODDA 1998). In der kürzeren Vergangenheit wurden sie von den im Erzgebirge seit ca. 1990 ablaufenden starken ökologischen Wandelprozessen erfasst, die in erster Linie durch die immense Abnahme der Rauchgasimmissionen aus der tschechischen Braunkohleindustrie verursacht wurden. Zusätzlich wirken sich globaler Klimawandel und Landnutzungswandel wie z.B. Waldumbau oder naturschutzfachliche Ziele besonders auf den Zustand und den eng daran gekoppelten Stoffhaushalt der erzgebirgischen Hochmoore aus (BERNHOFER & GOLDBERG 2001, SMUL¹ 2001).

Die oben genannten globalen wie regionalen Prozesse und die nutzungsbedingten Eingriffe, insbesondere die Entwässerung führen zu veränderten stoffhaushaltlichen Prozessen in den erzgebirgischen Hochmooren, die durch die Reaktivierung der Stoffkreisläufe gekennzeichnet sind und den Wandel von der Stoffsenke zur Stoffquelle verursachen (z.B. MÜLLER & BAUCHE 1998). Neben Stickstoff und Phosphor fungieren Moore dann insbesondere als Quelle für Kohlenstoff, der entweder gasförmig als anorganisches Kohlendioxid (CO₂) bzw. Methan (CH₄) oder gelöst als huminstoffreicher, organischer Kohlenstoff (DOC², TOC³) in Oberflächengewässer abgegeben wird (MÜLLER et al., 1997, FREEMAN et al., 2001a). Neben der Entwässerung führt aber auch die naturschutzfachlich präferierte Revitalisierung von Hochmooren zu veränderten stoffhaushaltlichen Prozessen (z.B. SALLANTAUS 2004).

¹SMUL.....Sächsisches Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft

²DOC.....Dissolved Organic Carbon

³TOC.....Total Organic Carbon

Zusätzlich wurde in den vergangenen 10 bis 15 Jahren in ganz Europa ein Anstieg der DOC-Austräge in Oberflächengewässer von Mittelgebirgsregionen festgestellt, als deren Hauptquelle die Moore gesehen werden (NORDTEST 2003, SACHSE et al., 2001, WORRAL et al., 2003b).

Auch für das Erzgebirge konnte diese Entwicklung beobachtet werden. Insbesondere für die Trinkwassergewinnung aus Talsperren sowie für die Trinkwasseraufbereitung führen die erhöhten DOC- bzw. Huminstoffkonzentrationen im Wasser zu Problemen (CHOW et al., 2003, EATHERALL et al., 2000, WORRAL et al., 2004). Deshalb wird seit 2001 im Rahmen eines BMBF-Projektes zum „Huminstoffeintrag in Trinkwassertalsperren des Erzgebirges“ am Phänomen gestiegener DOC- bzw. Huminstoffkonzentrationen geforscht. Innerhalb dieses Projektes und speziell in einem in den Jahren 2002/ 2003 durch die Landestalsperrenverwaltung (LTV) Sachsen geförderten Projekt wurde der Frage nachgegangen, welche Bedeutung die in ihrer stoffhaushaltlichen Funktion veränderten Hochmoore des Erzgebirges für das Phänomen erhöhter DOC-Austräge besitzen.

Aus dem Kontext von veränderten Ökosystemzuständen im Erzgebirge, aktuellem Zustand erzgebirgischer Hochmoore, erhöhter DOC-Einträge in Oberflächengewässer und Talsperrensysteme sowie den unterschiedlichen Nutzungsinteressen insbesondere von Wasserwirtschaft und Naturschutz an den Hochmooren kann die Frage- bzw. Aufgabenstellung der vorliegenden Arbeit formuliert und begründet werden.

Die übergeordnete Fragestellung lautet, welchen Einfluss der Zustand von Hochmooren des Erzgebirges auf ihren Stoffaustrag und speziell auf ihren DOC-Austrag hat? Dieser Fragestellung liegt die Beobachtung zu Grunde, dass möglicherweise durch die natürliche Moorregeneration in Folge ausgelassener Grabenräumung vor allem seit Mitte bis Ende der 80er Jahre des 20. Jahrhunderts die DOC-Austräge aus diesen Hochmooren ansteigen. Daraus kann die Hypothese formuliert werden, dass ein Zusammenhang zwischen Zustand und Stoffaustrag von Hochmooren besteht.

Insbesondere die Probleme bei der Trinkwasseraufbereitung von Talsperrenwässern aus moorreichen Einzugsgebieten als auch die bestehenden Konflikte zwischen der auf die Trinkwasserproduktion ausgerichteten Wasserwirtschaft und dem auf die Moorrevitalisierung fokussierten Naturschutz lassen es sinnvoll erscheinen, die genannte Problemstellung zu bearbeiten. Mit den Ergebnissen wird ein erster Beitrag zur Charakterisierung von Zustand, Komponenten des Stoffhaushaltes und des Stoffaustrages ausgewählter Hochmoore des Erzgebirges geleistet. Im Weiteren können die vorliegenden Ergebnisse genutzt werden, um durch Rück- oder Analogieschlüsse die stoffhaushaltlichen Folgen bei zustandsverändernden

Eingriffen in Hochmoore abzuschätzen. Hinsichtlich der wassergebundenen Stoffausträge ist das vor allem für die Wasserwirtschaft von Interesse, könnte aber auch zu einer Verminderung der Konflikte zwischen den verschiedenen Nutzungsansprüchen beitragen.

Um die skizzierte Aufgabenstellung zu bearbeiten, wurde die in der folgenden Abb. schematisch dargestellte Vorgehensweise gewählt.

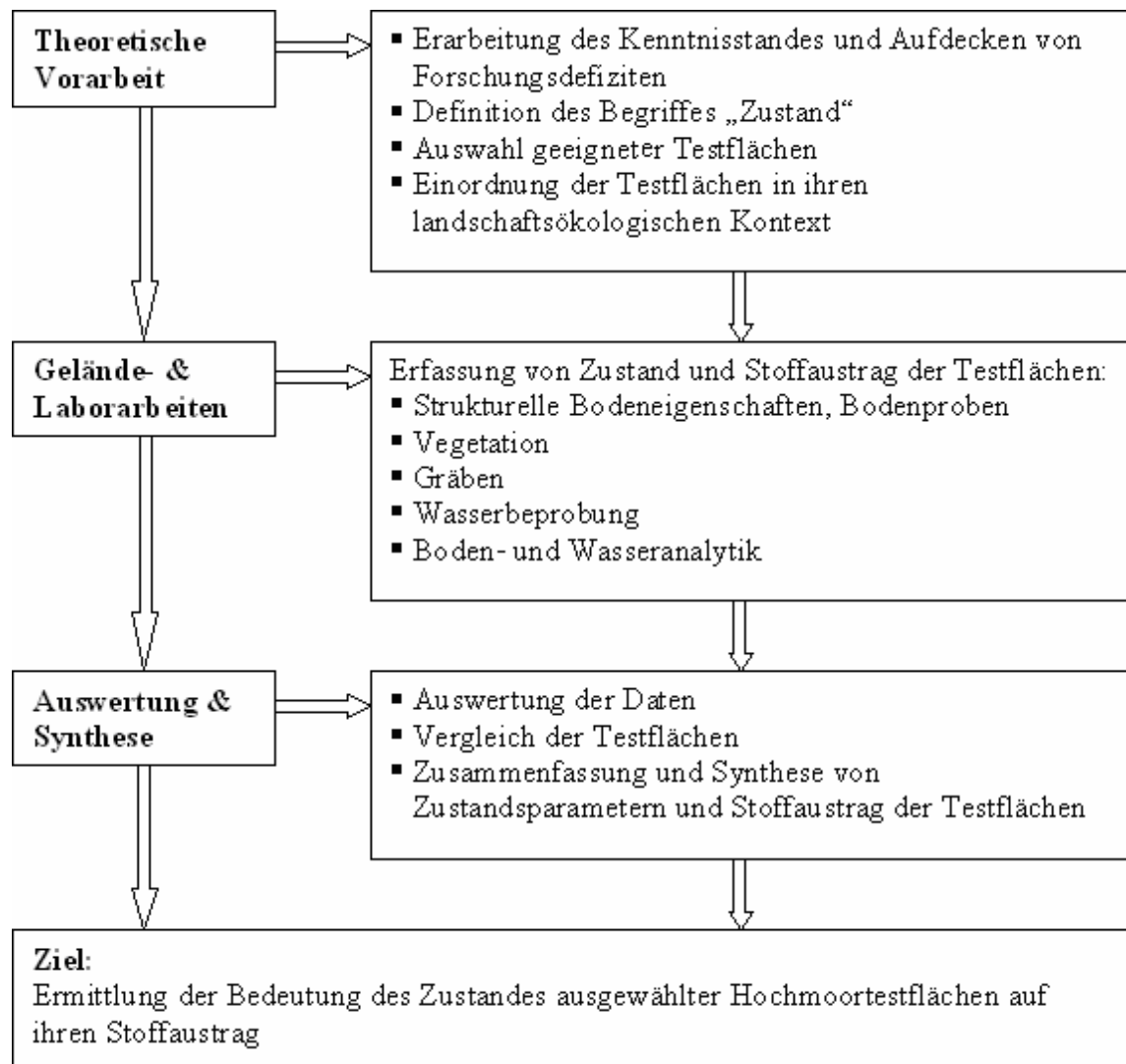


Abb. 1: Strategie und Zielstellung der Arbeit

Für die Bearbeitung der Fragestellung waren die theoretischen Überlegungen im Vorfeld insofern von Bedeutung, als das neben der Kenntnisstandanalyse vor allem der Begriff des „Zustandes“ definiert wurde, woraufhin gezielt Hochmoor-Testflächen unterschiedlicher Zustände ausgewählt wurden, anhand derer der in der Hypothese formulierte Zusammenhang zwischen Zustand und Stoffaustrag, untersucht wurde.

Die methodische Herangehensweise wurde durch das geoökologische Arbeiten bestimmt. Für die Charakterisierung und Bewertung der Testflächen wurden qualitative und semiquantitative Ansätze der Landschaftsanalyse und –bewertung herangezogen. Zur Untersuchung von Komponenten des Stoffhaushaltes und des Stoffaustrages wurden quantitative Methoden verwendet. Ihre praktische Umsetzung fanden die gewählten Ansätze in den Untersuchungen und Messungen bei den Geländearbeiten, in der Nutzung moderner Labor- und Analyseverfahren sowie bei der Datenauswertung mit Hilfe von statistischer Software und Geoinformationssystemen.

Für die Datenauswertung standen neben den eigenen Untersuchungen und Messungen auch die Untersuchungsergebnisse aus dem BMBF-Huminstoffprojekt (GRUNEWALD & SCHMIDT 2005) und aus dem LTV-Projekt (GRUNEWALD et al., 2002, GRUNEWALD et al., 2004) zur Verfügung. Im Weiteren konnten Aussagen durch Analogieschlüsse aus der internationalen Literatur und anderen Untersuchungen getroffen werden. Die Modellierung der Ergebnisse war auf Grund der zu geringen Umfänge der Datensätze nicht möglich.

2 Grundlagen

2.1 Theoretische Grundlagen und Begriffsdefinitionen

Im Folgenden werden die für die Bearbeitung der Thematik notwendigen theoretischen Grundlagen und Zusammenhänge zur Funktion von Mooren und ihrem Stoffhaushalt dargestellt. Im Weiteren werden die Auswirkungen der Nutzung sowie des globalen Klimawandels und veränderter Emissionen und Immissionen in Mitteleuropa auf die Moore betrachtet.

Hochmoore sind im bodenkundlichen Sinne Bildungen aus Torfen ab 3 dm Mächtigkeit mit einem Masseanteil an organischer Substanz von über 30 % (AG BODEN 1996). Sie sind auf ebenen bis leicht geneigten Standorten in Gebieten mit natürlichem Wasser- bzw. Niederschlagsüberschuss ausgebildet (GÖTTLICH 1990).

Das Charakteristikum **natürlicher Hochmoore** ist ihr autonomes Wasserregime, da sie ausschließlich aus Niederschlagswasser (ombrogen) gespeist werden (GÖTTLICH 1990). Der über dem Grundwasserspiegel der Umgebung liegende Moorwasserspiegel induziert im Zentrum des Hochmoores das stärkste Pflanzen- und Torfwachstum, was zur Namensgebung „Hochmoor“ führte (SLOBODDA 1998).

Für das Erzgebirge sind neben den rein ombrogenen Hochmooren auch die ombrosoligenen Gehängehochmoore typisch. Durch ihre Hanglage bedingt, werden sie sowohl durch Mineralbodenwasser als auch Regenwasser gespeist. Hangabwärts fließendes Mineralbodenwasser bewirkte durch stauende Schichten im Untergrund meist ein hangaufwärts gerichtetes Moorwachstum (SUCCOW 2001). Die höchsten Torfmächtigkeiten befinden sich bei diesem Moortyp im hangabwärts gelegenen Moorbereich (Hochmoorkalotte) (SLOBODDA 1998).

Ein wichtiges Charakteristikum aller Hochmoore ist ihr saures Milieu. Der typische pH-Wert-Bereich liegt für Hochmoortorfe bei 2,0-4,8 und für Hochmoorwässer sowie aus Hochmooren stammende Oberflächengewässer bei 3,5-6,0 (SUCCOW 1988, EGGELSMANN 1990). Verursacht werden diese geringen pH-Werte vor allem durch die Torfmoosvegetation, die in der Lage ist, aus dem sie umgebenden Wasser und dem Niederschlagswasser Nährstoffionen aufzunehmen und sie über Zellmembranen in der Epidermis gegen Wasserstoffionen auszutauschen (BASILIKO & YAVITT 2001, BREHM 1971; CLYMO 1963). Dadurch verursachen sie die Versauerung ihrer Umgebung und verbessern damit ihre eigene Konkurrenzsituation (HUTTER 1997). Hinsichtlich des Stoffhaushaltes spielt der pH-Wert eine wichtige Rolle, da mikrobielle Aktivität und Stoffumsatz unter anderem auch pH-Wert abhängig sind (FREDE & BACH 1996, KOPPISCH 2001d).

Die ombrogenen Hochmoore werden als „oligotroph“ bezeichnet, da Nährstoffe nur über den Niederschlag eingetragen werden (SUCCOW & JESCHKE 1990). Durch den hohen Wasserstand dominieren anaerob-reduzierende Bedingungen, so dass der mikrobielle Abbau abgestorbener Pflanzenteile fast ausschließlich in der Zone des so genannten „Akrotelms“ stattfindet. In dieser Zone, der auch die lebende Vegetationsdecke angehört, verursacht die Schwankung des Wasserspiegels einen Wechsel von aeroben und anaeroben Bedingungen, die zu einem verstärkten mikrobielle Ab- und Umbau führen, weshalb das Akrotelm auch als Torfbildungshorizont bezeichnet wird (INGRAM 1978). Gelangen die so gebildeten Torfe durch den ständigen Aufwuchs in das sich unterhalb anschließende „Katotelm“, werden sie durch die Wassersättigung unterhalb des Wasserspiegels konserviert, da der mikrobielle Abbau im dauernd anaeroben Milieu stark verlangsamt ist (INGRAM 1978, KOPPISCH 2001a). Aus diesem Grund wird das Katotelm auch als Torferhaltungshorizont bezeichnet (INGRAM 1978).

Auf Grund dieser Eigenschaften sind wachsende Moore durch eine positive Stoffbilanz charakterisiert (CLYMO 1992). In dieser Phase werden langfristig große Mengen an Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Schwefel in organischer Form gespeichert und damit den globalen Stoffkreisläufen entzogen (DIERSEN & TREPEL 2004). Wachsende Hochmoore fungieren im Landschaftsstoffhaushalt als Stoffsenke (JOOSTEN & SUCCOW 2001). Insbesondere auf Grund der großen Mengen an gespeichertem Kohlenstoff sind die Moore von immenser Bedeutung im globalen Kohlenstoffkreislauf (z.B. BLODAU et al., 2004, FREEMAN et al., 2001a, WORRALL et al., 2003b). Es wird geschätzt, dass ca. 1/3 des globalen Kohlenstoffvorrates der Böden in Mooren gespeichert ist (PASTOR et al., 2003).

In natürlichen Mooren werden jährlich $0,2-0,3 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ als Torf im Katotelm festgelegt. Der gespeicherte Kohlenstoff stammt aus schwer abbaubaren Substanzen (z.B. Lignin), die zum Teil erhalten bleiben oder in Huminstoffe überführt werden (KOPPISCH 2001a). Leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen (z.B. Cellulose) durchlaufen den so genannten kurzen Kohlenstoffkreislauf. Sie werden durch aerobe und anaerobe Umsatzprozesse als Kohlendioxid (CO_2) und Methan (CH_4) an die Atmosphäre abgegeben. Außerdem wird Kohlenstoff auch in seiner gelösten Form als DOC über das Moorwasser in Oberflächengewässer ausgetragen (KOPPISCH 2001a). Deshalb sind Hochmoorwässer und die aus Hochmooren stammenden Oberflächengewässer durch hohe DOC- und Huminstoffkonzentrationen charakterisiert, weshalb sie als oligodystroph bezeichnet werden (z.B. DIERSEN & TREPEL 2004, GÖTTLICH 1990, HÜTTER 1994, HESSEN & TRANVIK 1998).

Der **DOC-Austrag** ist eng an das Abflussverhalten der Hochmoore gekoppelt. Auf Grund der kurzfristig geringen Wasserspeicherkapazität im Akrotelm kommt es bei Wassersättigung zu Oberflächenabflüssen, die als Sättigungsflächenabfluss bezeichnet werden können (INGRAM 1992, EDOM 2001). Im Gegensatz dazu führt lang anhaltende Trockenheit zu Trockenwetterabflüssen, deren Wasser aus dem unterlagernden Mineralboden oder Gestein (Kluftwässer) und nicht mehr aus dem Moorkörper stammt (UHDEN 1972). Somit wirken Hochmoore nicht ausgleichend auf den Landschaftswasserhaushalt (FERDA 1973)

Der DOC-Austrag zeigt in Abhängigkeit von Witterung und Abfluss im Jahresgang ein typisches saisonales Muster.

Beginnend im Spätherbst führen kühlerer Temperaturen und Bodenfröste zu einer stark verminderten mikrobiologischen Aktivität und damit zu sehr geringen bis gar keinen Umsatzprozessen im Boden (HRUŠKA 1996). Die winterliche Ruhephase die im Erzgebirge durch Bodengefrorenis und Schneebedeckung gekennzeichnet ist, führt zu geringen Abflüssen und DOC-Konzentrationen bzw. DOC-Austrägen in die Oberflächengewässer (HEJZLAR et al., 2003, HRUŠKA 1996, KULLBERG et al. 1993, MICHALZIK et al., 2001).

Die Erwärmung im Frühjahr, das Einsetzen der Schneeschmelze und Auftauen des Bodenfrostes führen zum einen zu einer Reaktivierung der Stoffkreisläufe und der mikrobiologischen Aktivität. Zum anderen können schmelzbedingte Hochwässer hohe DOC-Austräge verursachen (GJESSING 2003).

Sinkt in den Sommermonaten durch die Erwärmung der Wasserspiegel ab, wird in den belüfteten Torfschichten durch den mikrobiellen Umsatz verstärkt mobiler Kohlenstoff produziert, der in den Torfen gespeichert wird (WORRALL et al., 2004). In warmen, trockenen und abflussarmen Phasen im Sommer führt das zu geringen DOC-Konzentrationen und DOC-Austrägen (WORRALL et al., 2003a). Bei niederschlagsreicher, feuchter Witterung im Sommer und Frühherbst steigt der Moorwasserspiegel wieder an, so dass bei hohen Abflüssen hohe DOC-Austräge stattfinden (HEJZLAR et al., 2003, HRUŠKA 1996, KULLBERG et al. 1993, WORRALL et al., 2003a).

Die höchsten DOC-Konzentrationen bzw. DOC-Austräge treten immer im Zusammenhang mit Abflussereignissen bei feuchter Witterung auf, was darauf hinweist, dass der DOC-Austrag stark ereignisbezogen ist (WORRALL et al., 2003a).

Neben Kohlenstoff werden auch große Mengen von **Stickstoff** mit bis zu $7\text{--}12 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ im Torf festgelegt (DIERSEN & TREPEL 2004). Der über Atmosphäre und Niederschlag eingetragene Stickstoff wird entweder direkt von den Pflanzen aufgenommen oder zunächst durch frei lebende und symbiontische Mikroorganismen im Moorkörper fixiert (FREDE &

BACH 1996, KOPPISCH 2001b). Der organisch gebundene Stickstoff wird durch die Mineralisation wieder pflanzenverfügbar gemacht (KOPPISCH 2001b). Die drei wichtigsten Prozesse in Mooren sind die Ammonifikation sowie in Abhängigkeit vom Wasserstand die aerobe Nitrifikation und anaerobe Denitrifikation (BÖHLMANN 2004). Durch die Ammonifikation wird der organische Stickstoff zu Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) abgebaut, was sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen geschehen kann (BÖHLMANN 2004).

Im aeroben Milieu des Akrotelms kann der $\text{NH}_4\text{-N}$ weiter durch die Nitrifikation zu Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) oxidiert werden (KOPPISCH 2001b). Da der aerobe Bereich des Akrotelms in natürlichen Mooren jedoch nur wenige cm umfasst, spielt die Nitrifikation eine eher untergeordnete Rolle und der $\text{NH}_4\text{-N}$ dominiert die Bodenlösung (CLYMO 1992, KOPPISCH 2001b). Unter anaeroben Bedingungen dient der $\text{NO}_3\text{-N}$ als Sauerstoffersatzquelle und wird in verschiedenen Stufen über die Denitrifikation bis zum elementaren Stickstoff reduziert: $\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ (BÖHLMANN 2004, KOPPISCH 2001b). Die Stickstoffmineralisierung ist in Mooren bei natürlich hohem Wasserstand mit $20 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ relativ gering (KOPPISCH 2001a).

Der Stickstoffaustrag natürlicher Moore mit dem Grundwasser und Oberflächenabfluss beträgt nur $3\text{-}6 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, da die Stickstoffkonzentrationen im Moorwasser niedrig sind. Auch die gasförmigen Verluste durch Lachgasemissionen (N_2O) sind als gering einzustufen (KOPPISCH 2001b).

Neben dem Stickstoff ist vor allem der **Phosphor** als wichtiger Pflanzennährstoff von großer Bedeutung. Das anorganische Phosphat (PO_4^{3-}) gilt in Hochmooren als Mangelnährstoff, was wahrscheinlich weniger durch eine mangelnde PO_4 -Verfügbarkeit als durch eine behinderte PO_4 -Aufnahme verursacht wird (GELBRECHT & KOPPISCH 2001).

Außerdem unterliegt der vorwiegend als Phosphat im Porenwasser gelöste anorganische Phosphor im anaeroben Milieu einer hohen Mobilität, die auf den Mangel an freien Al^{3+} - und Fe^{3+} -Ionen in der Bodenlösung zurückgeht (GELBRECHT & KOPPISCH 2001, WILLIAMS & SILCOCK 2001). Nur ein geringer Anteil des Phosphates ist sorptiv an der Oberfläche von Huminstoffen gebunden (GELBRECHT & KOPPISCH 2001, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Die schwach ausgeprägten P-Rückhaltemechanismen in Hochmooren führen zu einem nur wenig behinderten P-Austrag in den Vorfluter, der bei $0,4\text{-}1,5 \text{ kgP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ liegt (GELBRECHT & KOPPISCH 2001, SCHEFFER 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Auch **Schwefel** ist ein wichtiger Pflanzennährstoff und kann in beträchtlichen Mengen in Mooren gespeichert werden. Im allgemein wird er in seiner oxidierten Form als Sulfat (SO_4^{2-}) über die atmosphärische Deposition in Hochmoore eingetragen und kann von den Pflanzen aufgenommen werden (KOPPISCH 2001c).

Unter anaeroben Bedingungen wird Sulfat zu Sulfid reduziert. Bei der Anwesenheit von reduziertem Eisen (Fe(II)-Ionen) wird es überwiegend als Eisensulfid (FeS) festgelegt, nur einer kleiner Teil entweicht als Schwefelwasserstoff (H_2S) gasförmig (KOPPISCH 2001c). Unter den aeroben Bedingungen des Akrotelms ist auch eine Reoxidation zu Sulfat möglich, so dass das Sulfat erneut den beschriebenen Kreislauf im Moorkörper durchläuft oder auf Grund seiner hohen Mobilität möglicherweise auch zur Auswaschung gelangt (GAUCI et al., 2004, KOPPISCH 2001c). Die Reoxidation und der SO_4 -Austrag aus intakten Hochmooren sind quantitativ unbedeutend ((DEVITO & HILL 1999)).

Entwässerte und genutzte Hochmoore wurden von der Stoffsenke zur Stoffquelle überführt und dominieren die Moorstandorte Europas in der heutigen Zeit (DIERSEN & TREPEL 2004, LUNDIN & LODE 2004). Die Grabenentwässerung von Hochmooren, z.B. für forstliche Zwecke, stellt einen irreversiblen Eingriff in Struktur und Funktion dar (SUCCOW & JESCHKE 1986). Durch die Absenkung des Moorwasserspiegels werden die Komponenten Boden (s. Abb. 2) und Stoffhaushalt nachhaltig gestört.

Durch die Wasserstandsabsenkung verlieren die Torfe den durch das Wasser verursachten Auftrieb, was zu Torfsackung und –verdichtung führt (GÖTTLICH 1990, SHÄFER 1994).

Die Belüftung der wasserfreien Torfe fördert die aerobe Zersetzung, die zur Homogenisierung (Mineralisierung, Humifizierung) der Torfe und zum Verlust des Akrotelms führt (KUNTZE 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Daneben laufen die bodenbildenden Prozesse der Vererdung und bei weiter andauernder Belüftung der Vermulmung ab. Sie führen zu einem Krümelgefüge bzw. zu einem staubigen, huminstoff- und aschereichen Feinstkorngefüge sowie zur Ausbildung des Vererdungs- bzw. Vermulmungshorizontes (KUNTZE 1994).

Die Zersetzungs- und Gefügebildungsprozesse verursachen starke Veränderungen der physikalischen Torfeigenschaften. Besonders gravierend ist der Verlust von Grobporen im Torf, so dass Luft- und Wasserspeicherkapazität sowie die Wasserleitfähigkeit stark abnehmen (z.B. SHÄFER 1994, SCHOUWENAARS 1994, ZEITZ 2001). Vermulmte Torfe gelten als hydrophob (GÖTTLICH 1990, WORRAL et al., 2003a). Die Eigenschaften geringer pH-Werte und Trophie von Hochmoortorfen bleiben auch nach Entwässerung erhalten (SUCCOW 1988).

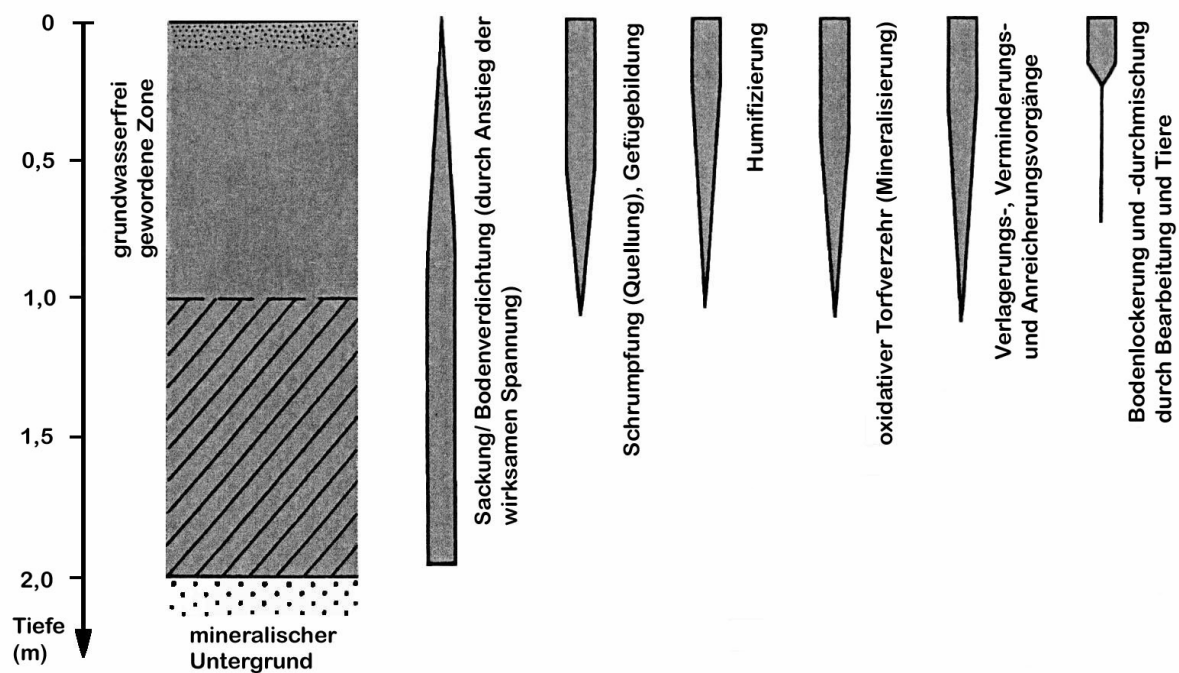


Abb. 2: Bodenbildende Prozesse auf entwässerten Moorstandorten (Quelle: SUCCOW & JESCHKE 1990)

Die Homogenisierung der Torfstrukturen führt zu einem deutlich veränderten Abflussverhalten. Es ist dem mineralischer Waldböden ähnlich und durch die Abnahme von Maximalabflüssen stärker ausgeglichen (ÅSTRÖM et al, 2001, EDOM 2001, FERDA 1973, LOOPMANN 1996, VOMPERSKY et al, 1992). Charakteristisch sind die Zunahme der Sickerwasserverluste und die Abnahme der Oberflächenabflüsse auf Grund des abgesenkten Moorwasserspiegels ((BADEN & EGGELSMANN 1963, SCHOUWENAARS 1994)). LUNDIN & BERGQUIST (1990) beobachteten nach der Entwässerung schwedischer Moore einen Rückgang des Gesamtabflusses.

Der Stoffhaushalt bzw. der Stoffaustrag wird durch die Entwässerung deutlich verändert und führt beim **Kohlenstoff** häufig zu einer Abnahme der DOC-Konzentrationen und DOC-Austräge. In der folgenden Tab. sind einige Autoren und die von ihnen beobachteten Veränderungen nach Entwässerung aufgeführt.

Tab. 1: Autoren, die sich mit dem DOC-Austrag nach Entwässerung befassen

Autor	Land	Veränderung
FERDA (1973)	Tschechien	Abnahme DOC-Konzentration & Gewässerfärbung
LUNDIN & BERGQUIST (1990)	Schweden	Abnahme DOC-Konzentration & Gewässerfärbung
ÅSTRÖM et al. (2001), HEIKKINEN (1994), JOENSUU (1996)	Finnland	Abnahme DOC-Konzentration
SALLANTAUUS (1992)	Finnland	Abnahme DOC-Konzentration

Als eine mögliche Ursache für verringerte DOC-Konzentrationen wird die kürzere Verweilzeit von Wasser in den oberen Torfhorizonten angesehen, so dass der vorliegende Kohlenstoff weniger effizient gelöst werden kann (ÅSTRÖM et al., 2001). Auch HEIKKINEN (1994) sieht diesen Zusammenhang zwischen der Intensität der DOC-Auswaschung und der Dauer des Kontaktes zwischen Wasser und Torfmatrix. Die Arbeit von MITCHELL & MCDONALD (1992) zeigte, dass ein positiver Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und DOC-Konzentration bzw. DOC-Austrag besteht. Weiterhin könnte auch die Fällung bzw. Sedimentation von Huminstoffen an den Bodenpartikeln des in den Gräben anstehenden mineralischen Untergrundes zu einer weiteren Verringerung der DOC-Konzentrationen führen (ÅSTRÖM et al., 2001, HEIKKINEN 1994).

Nach HOLDEN (2002) werden verringerte DOC-Konzentrationen und DOC-Austräge durch neue Abflussbahnen im Torf nach dessen Austrocknung bedingt. Nach Abtransport des verfügbaren DOC in diesen Bahnen umfließt das Wasser weitere Reserven mobilen Kohlenstoffs und nur das Zusammenbrechen dieser Bahnen würde erneut zum Anschneiden vorhandener Reserven führen.

Neben den Verlusten von Kohlenstoff in seiner gelösten Form steigen in entwässerten Mooren die gasförmigen Verluste in Form von CO₂ und CH₄ deutlich an (BLODAU et al., 2004, MÜLLER et al., 1997, MÜLLER & BAUCHE 1998, PASTOR et al., 2003).

Der **Stickstoff** wird nach Entwässerung durch den NO₃-N in der Bodenlösung dominiert, auf Grund der unter aeroben Bedingungen verstärkt ablaufenden Nitrifikation (LUNDIN & BERQUIST 1990, LUNDIN & LODE 2004, KOPPISCH 2001b). Demgegenüber steht die Abnahme der Konzentration des NH₄-N (DOWRICK et al. 1999, LUNDIN & BERQUIST 1990). Insgesamt ist ein Anstieg der N-Austräge nach Entwässerung zu beobachten (KOPPISCH 2001b, DIERSSSEN & TREPEL 2004).

Für **Phosphor** werden auch nach Entwässerung hohe Austräge angegeben, die im Bereich von 5-15 kgP·ha⁻¹·a⁻¹ liegen können (SCHEFFER 1994). Ursache sind die geringen Fe(II)-

Konzentrationen im Porenwasser der elektrolyt- und kationenarmen Hochmoore, so dass ein Redoxwechsel (z.B. durch Entwässerung) nicht zum P-Rückhalt durch die Bindung an Fe(III)-Ionen beiträgt (GELBRECHT & KOPPISCH 2001, WILLIAMS & SILCOCK 2001).

Der in den Mooren gespeicherte **Schwefel** wird durch die Entwässerung reoxidiert, was durch den Anstieg der SO_4^{2-} -Konzentrationen belegt wird (DEVITO & HILL 1999, KOPPISCH 2001c, GAUCI et al., 2004, LUNDIN & BERQUIST 1990). Diese erhöhten SO_4^{2-} -Konzentrationen können zu erhöhten SO_4^{2-} -Austrägen führen (CHAPMAN 2001).

Über die Prozesse im Stoffhaushalt und Stoffaustrag bei der **Wiedervernässung von Hochmooren** ist noch wenig bekannt. Auf Grund der sauren, nährstoff- und elektrolytarmen Bedingungen in Hochmooren sind die Erkenntnisse aus der Wiedervernässung von Niedermooren nur bedingt auf Hochmoore übertragbar.

Ziel der Wiedervernässung ist die Anhebung des Moorwasserspiegels. Kann er dauerhaft oberflächennah gehalten werden, wird die Wasserspeicherfähigkeit erhöht und das verlorene Akrotelm ersetzt bzw. langfristig ein neues Akrotelm etabliert (BLANKENBURG & KUNTZE 1988, BLANKENBURG 1994, SCHOUWENAARS 1996). Realisiert wird die Wiedervernässung in den meisten Fällen durch den Verbau der Entwässerungsgräben. Um eine dauerhafte Überstauung zu vermeiden, werden an den Grabenverbauen Überläufe errichtet, so dass bei Wassersättigung das Überschusswasser abfließen kann (JOOSTEN 1993). Diese „künstliche Abflusssteuerung“ führt wieder zu dem für Hochmoore typischen Abflussverhalten zurück, was durch Wasserrückhalt bei Wasserdefizit und Sättigungsflächenabfluss bei Wasserüberschuss gekennzeichnet ist (EDOM 2001).

Neben der anthropogen gesteuerten Wiedervernässung von Hochmooren gibt es auch die Prozesse der natürlichen Wiedervernässung oder der so genannten Selbstregulation. Durch die starke Zersetzung und Verdichtung der Torfe im Bereich der Grabenwände, wird der Wasserspiegel innerhalb der Moorfläche langsam wieder angehoben (EDOM & WENDEL 1998). Unterliegen zusätzlich die Entwässerungsgräben keiner Räumung mehr, verlanden sie durch herabfallenden Torf aus den Grabenwänden, Vegetationsaufwuchs und Bestandesabfall von selbst. Durch den natürlichen Grabenverschluss wird der Wasserspiegelanstieg und damit die Selbstregeneration weiter unterstützt (EDOM & WENDEL 1998, JOOSTEN 1993).

Der Wasserspiegelanstieg im Moor führt wieder zu anaerob-reduzierenden Bedingungen und damit zur Absenkung des Redoxpotentials (MEISSNER & LEINWEBER 2004).

Für den Stoffkreislauf des **Kohlenstoffes** ist bekannt, dass durch Wiedervernässung die CH_4 -Emissionen zu Gunsten der CO_2 -Emissionen wieder ansteigen (SCOTT et al., 1999, WORRALL et al., 2003b, ZEITZ & VELTY 2002). Die Auswirkung von

Wiedervernässungsmaßnahmen auf den DOC-Austrag ist bisher nur wenig untersucht. LUNDIN & LODE (2004) und SALLANTAUS (2004) beobachteten einen Anstieg der DOC-Konzentrationen sowie der Gewässerfärbung im ersten Jahr nach der Wiedervernässung. Nach drei bis vier Jahren beobachteten LUNDIN & LODE (2004) einen Rückgang der DOC-Konzentrationen auf das Ausgangsniveau vor der Wiedervernässung. Weitere Schlüsse über den DOC-Austrag nach Wiedervernässung können aus dem Wissen über den DOC-Austrag nach langen Trockenperioden gezogen werden. Insbesondere Feuchtphasen nach sommerlicher Trockenheit führen zu hohen DOC-Austrägen (FREEMAN et al, 2001a, MITCHELL & MCDONALD 1992, WORRALL et al., 2003a, WORRALL et al., 2004). Überträgt man diese Erkenntnis auf die Wiedervernässung seit langem entwässerter und demzufolge stark zersetzter Torfe, müssten auf Grund großer Vorräte an mobilen Kohlenstoff hohe DOC-Austräge zu erwarten sein. Möglicherweise handelt es sich dabei um ein temporäres Phänomen (LUNDIN & LODE 2004, TOMASSEN et al., 2004).

Für den **Stickstoff** geben LUNDIN & LODE (2004) eine Zunahme der organischen N-Konzentration und eine Abnahme der anorganischen N-Konzentration an. Der anorganische Stickstoff wird in der Bodenlösung wieder durch den $\text{NH}_4\text{-N}$ dominiert. Möglicherweise sollte auch mit erhöhten N-Austrägen nach Wiedervernässung zu rechnen sein, bis die Vorräte aus der oxidativen Torfzersetzung aufgebraucht sind, wie es für Niedermoore beschrieben wird (BEHRENDT 1996). Der N-Austrag ist wahrscheinlich von der Höhe des Wasserstandes abhängig, da ein Wassereinstau von 20 bis 60 cm unter Flur die Mineralisierung in den wechselfeuchten Torfbereichen wieder fördern würde und somit ein Anstieg der N-Konzentrationen zu erwarten wäre, wie es ebenfalls für Niedermoore beschrieben wird (KOPPISCH 2001b).

Für **Phosphor** liegen hauptsächlich Aussagen für wiedervernässte Niedermoore vor. Dort wurden nach Wiedervernässung hohe P-Konzentrationen in der Bodenlösung gemessen, die auf erhöhte P-Austräge schließen lassen (GELBRECHT & KOPPISCH 2001). ZEITZ & VELTY (2002) sowie MEISSNER & LEINWEBER (2004) berichten von erhöhten P-Austrägen nach Wiedervernässung auf Grund hoher P-Mobilität im anaeroben Milieu. Dieses Verhalten ist möglicherweise auch auf wiedervernässte Hochmoore zu übertragen, da, wie bereits beschrieben, $\text{PO}_4\text{-P}$ insbesondere in Hochmooren eine hohe Mobilität aufweist. Hinweise dafür liefern die Ergebnisse aus der Untersuchung wiedervernässter skandinavischer Hochmoore. Dort wurde ein drastischer Anstieg der PO_4^{3-} -Konzentrationen und -Austräge direkt nach der Wiedervernässung beobachtet, aber auch ein schneller Rückgang nach ca. ein bis zwei Jahren (LUNDIN & LODE 2004, SALLANTAUS 2004).

Schwefel wird bei der Wiedervernässung aus seiner oxidierten Form als Sulfat wieder in seine reduzierte Form Sulfid überführt und als Eisensulfid festgelegt oder als Schwefelwasserstoff emittiert, so dass die SO_4 -Austräge deutlich abnehmen (LUNDIN & LODE 2004, ZEITZ & VELTY 2002).

Neben den nutzungsbedingten Eingriffen wirken sich vor allem der globale Klimawandel sowie die veränderten Emissionen von Schwefel und Stickstoff auf den Stoffhaushalt der Hochmoore aus (DIERSEN & TREPEL 2004). Eine Vielzahl dieser Prozesse werden für das Phänomen erhöhter DOC-Austräge insbesondere aus Mooren (vgl. Kap. 1) verantwortlich gemacht (z. B. FREEMAN et al., 2001a, LILTVED & GJESSING 2003).

Der **globale Klimawandel** stellt eine Kombination aus Temperaturanstieg, Änderung der Niederschlagsmengen und -verteilung sowie veränderten Zyklen von Erwärmung und Austrocknung, Abkühlung und Widerbefeuchtung dar (WORRALL et al., 2003a). Entscheidender Motor des Klimawandels sind die gestiegenen Konzentrationen treibhausrelevanter Gase in der Atmosphäre (MALBERG 1994).

Auch für das Erzgebirge konnten in der Periode von 1951 bis 2000 klimatische Veränderungen im Zusammenhang zum globalen Klimawandel festgestellt werden. Registriert wurde ein Anstieg der Temperatur, mit der deutlichsten Zunahme in den Wintermonaten, wo der gleichzeitige Anstieg der Niederschlagshäufigkeit zu insgesamt wärmeren und feuchteren Wintern führte. Im Frühjahr und Sommer bzw. in der Vegetationsperiode verursachte die Abnahme der Niederschlagstage vor allem in den Monaten April bis Juni einen Anstieg der Dauer und Häufigkeit von Trockenperioden in der Vegetationsperiode. Gleichzeitig wurde eine Zunahme von Starkniederschlägen ($>10 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$) beobachtet (BERNHOFER & GOLDBERG 2001).

In den Mooren führen der Temperaturanstieg und vermehrte sommerlicher Trockenphasen zu tieferen sommerlichen Moorwasserständen, stärkerer Austrocknung und Belüftung der Torfe und dadurch zu einem höheren mikrobiologischen Umsatz und Torfzersetzung (FREEMAN et al., 2001a, WORRALL et al., 2003a, WORRALL et al., 2004). Diese Bedingungen könnten außerdem die biologische Aktivität größerer Tiere (z.B. Würmer) fördern (COLE et al., 2002). Folge sind hohe DOC-Austräge nach sommerlichen Starkregeneignissen sowie in herbstlichen Feuchtperioden. Vor allem nach besonders trockenen Jahren wie z.B. 2003 können die DOC-Austräge noch drei bis vier Jahre danach erhöht sein, da die vollständige Durchfeuchtung ausgetrockneter Torfe ein langwieriger Prozess ist (MITCHELL & MCDONALD 1992, WORRALL et al., 2003a). Nach CHOW et al. (2003) sind die DOC-

Konzentrationen am höchsten aus Böden mit dem Wechsel von aeroben und anaeroben Phasen.

Im Weiteren könnten die veränderten klimatischen Bedingungen den von FREEMAN et al. (2001b) vorgeschlagenen „Enzym-Schloss-Mechanismus“ (‘enzymic latch mechanisms’) verursachen, der zu einem Anstieg der DOC-Konzentration und noch stärker zum Anstieg der Huminstofffraktion des DOC führt. FREEMAN et al. (2001b) zeigten, dass die im anaeroben Milieu gehemmte Phenol-Oxidase ein Enzym zum Abbau phenolischer Komponenten (Huminstoffe) unter aeroben Bedingungen z.B. durch Entwässerung oder sommerliche Austrocknung stark in ihrer Aktivität zunimmt, was den Verlust phenolischer Kohlenstoffverbindungen und den Anstieg der CO₂-Produktion nach sich zog. Gleichzeitig führen Hydrolasen, die vorher durch die Anwesenheit phenolischer Komponenten in ihrer Aktivität gehemmt waren, zu einem Anstieg der Torfzersetzung. Da auch nach Wideranstieg des Wasserspiegels, durch den Verlust der phenolischen Bausteine die Torfzersetzung durch die Hydrolasen anhält, kann auch unter anaeroben Bedingungen weiterhin mobiler Kohlenstoff produziert werden, was sich in hohen DOC-Austrägen äußert.

Die **veränderte Emissionslage** in Mitteleuropa und speziell im Erzgebirge ist charakterisiert durch den drastischen Rückgang der Schwefeldioxidemissionen (SO₂) in den vergangenen 15 Jahren und konstant hohen Stickoxidbelastungen (NO_x) aus dem wachsenden Verkehrsaufkommen und der Landwirtschaft (FREDE & BACH 1996, SMUL 2004).

Die Veränderung der SO₂-Konzentrationen der Luft in Deutschland ist in Abb. 3 dargestellt.

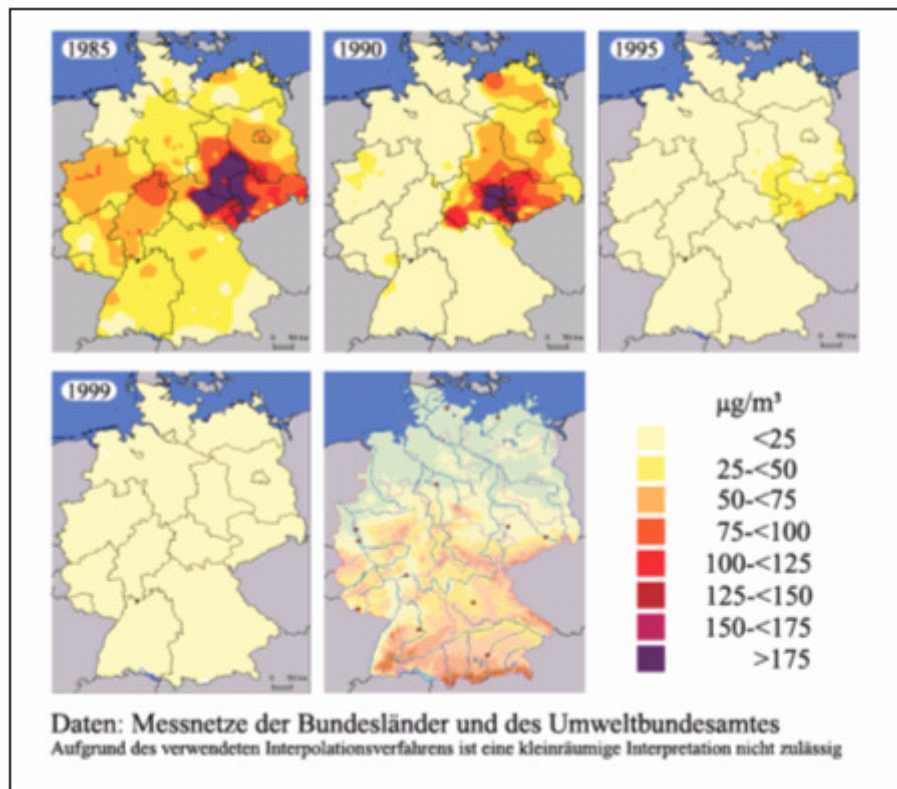


Abb. 3: Veränderung der SO_2 -Konzentrationen der Luft (Jahresmittelwerte 1985, 1990, 1995, 1999)
(Quelle: Umweltbundesamt)

Die dadurch bedingte Abnahme der mineralischen Versauerung durch SO_4^{2-} -Schwefel wird von verschiedenen Autoren als eine Ursache für erhöhte DOC-Konzentrationen und – Austräge angesehen (z.B. KULLBERG et al., 1993, TOMASSEN et al., 2004, WORRALL et al., 2004). Die Ursache wird in der verminderten Löslichkeit von organischem Material in der Bodenaufgabe bei sinkenden pH-Werten gesehen (ZECH et al., 1994).

Eine drastische Abnahme der Schwefelimmisionen fand seit 1993/ 1994 auch im Erzgebirge statt (vgl. Kap 1). Die SO_2 -Einträge haben sich von ehemals 20 bis $40 \text{ kgS} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ca. halbiert und sich derzeit bei $10\text{-}20 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ stabilisiert und somit ein fast akzeptables Maß erreicht (SMUL 2004).

Ein entgegen gesetztes Verhalten zeigen die Stickstoffeinträge, die für Mitteleuropa ein hohes Niveau mit Gesamt-N-Frachten im Niederschlag von $6\text{-}80 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ besitzen (DIERSEN & DIERSEN 2001). Auch in die sächsischen Wälder sind die N-Einträge unter Einbeziehung der Stickstoffaufnahme im Kronenraum mit durchschnittlich $15\text{-}45 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ konstant hoch. Insbesondere auf Fichtenstandorten überschreiten sie langfristig die kritischen Belastungsraten (SMUL 2004).

Am Beispiel der forstlichen Dauerbeobachtungsfläche Klingenthal im Westerzgebirge sind die N-Einträge in erzgebirgische Waldstandorte für den Zeitraum von 1994 bis 2003 (s. Tab. 2) dargestellt.

Tab. 2: Stickstoffeinträge [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$] auf der Dauerbeobachtungsfläche Klingenthal von 1994-2003 (Quelle: SMUL 2004)

Jahr	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$
1994	13,89	11,61
1995	12,83	11,36
1996	14,08	10,78
1997	11,45	10,23
1998	19,23	11,15
1999	19,76	13,28
2000	14,05	10,11
2001	13,92	11,95
2002	14,34	15,57
2003	15,60	10,37

Damit erreichen die N-Einträge eine Höhe, bei der sie langfristig eine verändernde Wirkung auf Moore ausüben, indem sie zu einer erhöhten Bereitstellung von mobilem Kohlenstoff führen, der als DOC ausgetragen werden kann (DIERSSSEN & DIERSSSEN 2001).

Eine Ursache dafür ist die Veränderung der Vegetation, wo torfbildende Sphagnum zu Gunsten schnell wachsender Torfmoosarten und Gefäßpflanzen verdrängt werden (DIERSSSEN & DIERSSSEN 2001, PENSA et al., 2004, TWENHÖFEN 1992). Insbesondere die Gefäßpflanzen führen durch ihren kapillaren Wasserentzug zu einer Absenkung des Moorwasserspiegels (EDOM 2001). Außerdem wird durch ihren Stoffwechsel Stickstoff bis in ihren Wurzelbereich verlagert, was neben der besseren Zersetzbarkeit ihrer Reste zu erhöhten Umsatzraten führt (DIERSSSEN & DIERSSSEN 2001, FREDE & BACH 1996, TWENHÖFEN 1992, ZECH et al., 1994). Insbesondere die erhöhten NO_3^- -Einträge verursachen eine Beschleunigung der Zersetzungsprozesse auch im anaeroben Bereich, da NO_3^- -N im anaeroben Milieu auf Grund seiner hohen Oxidationsstärke die erste Sauerstoffersatzquelle für Mikroorganismen ist (KOPPISCH 2001a, KOPPISCH 2001b, WEGENER 1998).

2.2 Kenntnisstand

Wie die durchgeführte **Literaturauswertung** zeigte, existieren in großem Umfang Arbeiten zu Hochmoorböden (z.B. KUNTZE 1994, SCHÄFER 1994, KOPPISCH 2001a), Wasserhaushalt der Hochmoore (z.B. EGGELSMANN 1964, SCHOUWENAARS 1994, EDOM 2001b) sowie Schutz der Hochmoore (z.B. EIGNER & SCHMATZLER 1991, GROSSE-BRAUCKMANN 1997, JOOSTEN & CLARK 2002). Diese Arbeiten, die zum Teil im vorhergehenden Kapitel zitiert wurden, reflektieren den Kenntnisstand auf diesen Gebieten der Moorforschung und können auch auf die Hochmoore des Erzgebirges angewendet werden.

Hinsichtlich des Stoffhaushaltes und des Stoffaustrages von Hochmooren insbesondere im Hinblick auf DOC und Huminstoffe existieren weniger Arbeiten, was möglicherweise auf den Umstand zurückzuführen ist, dass dem Problem erhöhter DOC-Austräge erst seit 10-15 Jahren verstärkt Aufmerksamkeit geschenkt wird. Eine Vielzahl dieser Arbeiten stammt aus Großbritannien und dem skandinavischen Raum (z.B. FREEMAN et al., 2001a, GJESSING 2003, KORTELAINEN 2003, WORRALL et al., 2004). Die darin gewonnenen Erkenntnisse zum Zusammenhang zwischen Witterung, Abfluss und DOC-Konzentration sowie zur saisonalen Variabilität der DOC-Konzentrationen (vgl. Kap. 2.1) können als gesichert angenommen werden und sind auch auf das Erzgebirge übertragbar. Im Weiteren sind hohe DOC-Konzentrationen an hohe Waldanteile speziell Fichtenwälder sowie hohe Mooranteile in Einzugsgebieten gebunden (z.B. KORTELAINEN 2003, LÖFGREN 2003). Auch diese Erkenntnis kann als gesichert angesehen werden und ist auf das Erzgebirge übertragbar. Ein weiterer wichtiger Faktorenkomplex, der sich auf den DOC-Austrag auswirkt, sind Wandelprozesse wie der Globale Klimawandel, veränderte atmosphärische Depositionen sowie der Landnutzungswandel. Die Auswirkungen des Globalen Klimawandels werden in der Literatur mehrheitlich als den DOC-Austrag befördernd angesehen (z.B. FREEMAN et al., 2001a, LILTVED & GJESSING 2003, VOGT et al., 2003). Allgemein kann diese Erkenntnis auch auf das Erzgebirge übertragen werden. In welchem Maß und welcher Intensität sich der Klimawandel auf den DOC-Austrag im Erzgebirge auswirkt, ist jedoch von dessen geographischer Lage und den sich daraus ergebenden regionalen Besonderheiten abhängig. Bezüglich der Wirkung veränderter atmosphärischer Depositionen insbesondere von Schwefel und Stickstoff besteht eine einheitliche Meinung in der Literatur (vgl. Kap. 2.1). Diese Kenntnisse sind auch auf das Erzgebirge übertragbar. Detaillierte Arbeiten zur Wirkung der veränderten Emissionen bzw. Immissionen auf die erzgebirgischen Hochmoore existieren jedoch nicht. Auch der Landnutzungswandel wirkt sich auf den DOC-Austrag speziell aus

Hochmooren aus. Nach LÖFGREN (2003) ist es unter anderem die Extensivierung der Forstwirtschaft, die z.B. durch das Verlanden von Gräben in Forsten und Mooren zum Anstieg des DOC-Austrages beiträgt. Inwieweit dieser Erklärungsansatz auch auf das Erzgebirge übertragbar ist, soll mit der vorliegenden Arbeit überprüft werden.

Erste Erkenntnisse zum erhöhten DOC- bzw. Huminstoffeintrag in Oberflächengewässer des Erzgebirges werden durch das BMBF-Projekt geliefert (GRUNEWALD & SCHMIDT 2005). Wie die Ergebnisse dieses Projektes zeigen, kristallisieren sich vor allem die Moore als Hauptquelle für den DOC heraus. Im Weiteren konnte festgestellt werden, dass mit steigendem Flächenanteil der Moore an der Einzugsgebietsfläche wie auch mit wachsendem Kohlenstoffvorrat der Einzugsgebiete der DOC-Austrag anstieg. Des weiteren konnte gezeigt werden, dass die DOC-Austräge aus moorreichen, bewaldeten Einzugsgebieten konstant hoch waren gegenüber in ihrer Höhe stark schwankenden DOC-Austrägen aus moorreichen aber vergrasteten Einzugsgebieten. Auch der vielfach in der internationalen Literatur dargelegte Zusammenhang zwischen DOC-Austrag und Witterung bzw. davon abhängigem Abflussgeschehen konnte für die untersuchten Einzugsgebiete des Erzgebirges nachgewiesen werden (GRUNEWALD & SCHMIDT 2005).

Aus der Literatursauswertung und Kapitel 2.1 leitet sich der **Forschungsbedarf** ab, der allgemein auf dem Gebiet von Stoffhaushalt und Stoffaustrag insbesondere von sich natürlich regenerierenden bzw. anthropogen wiedervernässten Hochmooren besteht. Der Schwerpunkt der hier existierenden Arbeiten liegt auf den gasförmigen C-Verlusten, da es sich meist um klimarelevante Gase wie Methan oder Kohlendioxid handelt (MÜLLER & BAUCHE 1998, SCOTT et al., 1999, TOMASSEN et al., 2004). Nur sehr wenige Arbeiten befassen sich mit diesem Themenkreis hinsichtlich des DOC- und Huminstoffaustrages (LUNDIN & LODE 2004, SALLANTAUSS 2004).

Die Erkenntnisse über die erzgebirgischen Hochmoore beziehen sich vor allem auf ihre Vegetation sowie auf ihren Erhaltungszustand. Meist wurden dafür Untersuchungen an einzelnen Hochmooren durchgeführt wie bei WENDEL (1992), der den Zustand der Vegetation in der Mothäuser Heide analysierte oder LANGE (2002), die die Grabenverlandung im Hochmoor Deutscheinsiedel und im Butterwegmoor untersuchte. Einige Kenntnisse liegen auch zu physikalisch-hydraulischen Eigenschaften der Torfe sowie zum Wasserhaushalt erzgebirgischer Hochmoore vor, die sich ebenfalls auf ausgewählte Standorte beziehen (EDOM 1991, KAHLERT 2005, SCHULZE 2005, ZINKE 1995).

Umfassendere Erkenntnisse zum Zustand der Hochmoore des Erzgebirges gibt die von ZINKE & ULLMANN (2000) durchgeführte Inventarisierung der Moorstandorte (vgl. Kap.

3.3). Auch die älteren Arbeiten zu Alter und Genese der erzgebirgischen Hochmoore von FRENZEL (1930) und FIRBAS (1949) liefern umfassendere Ergebnisse für das Erzgebirge.

Kaum Erkenntnisse bestehen hinsichtlich Stoffhaushalt und Stoffaustrag der erzgebirgischen Hochmoore. Der Autorin sind nur die Arbeiten von FERDA (1973) und FERDA & PASÁK (1969) bekannt, die sich mit dem DOC-Austrag nach Grabenräumung für Hochmoore des tschechischen Erzgebirges befassen und eine Abnahme feststellen.

Daher besteht für die erzgebirgischen Hochmoore besonderer Forschungsbedarf hinsichtlich komplexer, geoökologischer Fragestellungen wie z.B. ihre Funktion als Teil des Landschaftsökosystems oder speziell im Landschaftsstoffhaushalt. Wissensdefizite bestehen weiterhin bezüglich der Frage, wie sich veränderte ökologische Rahmenbedingungen z.B. die hohen Stickstoffeinträge oder der globale Klimawandel speziell auf die erzgebirgischen Hochmoore und ihren Stoffhaushalt auswirken. Es fehlen außerdem Erkenntnisse zum Stoffaustrag der Hochmoore in Abhängigkeit von ihrem nutzungsbedingten Zustand.

Die vorliegende Arbeit ordnet sich in den Themenkomplex geoökologischer, landschaftshaushaltlicher Fragestellungen ein und soll insbesondere zur letztgenannten Problemstellung erste Ansätze liefern.

3 Hochmoore im Erzgebirge

3.1 Verbreitung und Fläche

In den niederschlagsreichen Gebirgen Mitteleuropas gehören die Hochmoore zu den charakteristischen Landschaftselementen und treten in Höhenlagen von 600 mNN bis maximal 1500 mNN auf (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Die Hochmoore des Erzgebirges gehören zu den mitteleuropäischen Regenmoorinseln, die als Vorposten des transkontinentalen Regenmoorgürtels der borealen Zone angesehen werden können (SUCCOW & JESCHKE 1986). In Anlage 1 ist die Einbettung der Erzgebirgsmoore in die Moorlandschaften Mitteleuropas dargestellt.

Hauptverbreitungsgebiet der erzgebirgischen Hochmoore sind die Kammlagen, die oberen Berglagen sowie Teile der mittleren Berglagen in Höhen zwischen 500 und 900 mNN (SUCCOW & JESCHKE 1986). Die Kammhochmoore sind meist beiderseits der Grenze auf deutschem und tschechischem Gebiet ausgebildet.

In diesen Höhenlagen herrschen klimatisch wie auch morphologisch besonders günstige Vorraussetzungen für die Bildung von Hochmooren. Aus morphologischer Sicht wirkten sich die hohen Anteile von Verebnungsflächen mit ihren geringen Neigungen und dem verzögerten Abfluss günstig auf die Hochmoorbildung aus (MANNSFELD & RICHTER 1995, SUCCOW & JESCHKE 1986). Klimatisch fördern vor allem die niedrigen Jahresdurchschnittstemperaturen von maximal 7,0 °C in den mittleren Lagen bis minimal 2,8 °C in den Kammlagen und die hohen Niederschlagssummen von bis zu über 1000mm im Jahr das Hochmoorwachstum (MANNSFELD & RICHTER 1995).

Die Dominanz westlicher Luftströmungen in Mitteleuropa und die abnehmenden Kammhöhen vom West- über das Mittel- zum Osterzgebirge führen zu einer Abnahme der jährlichen Niederschlagssummen in selber Richtung. Dadurch ist das Westerzgebirge deutlich maritim geprägt mit den höchsten Niederschlägen im Raum Carlsfeld. Ostwärts ist eine Zunahme der Leegebiete zu verzeichnen, was den subkontinentalen Charakter des Osterzgebirges verursacht (MANNSFELD & RICHTER 1995). Einen Überblick über die klimatischen Verhältnisse in den hohen Lagen und Kammlagen der drei unterschiedlichen Naturräume des Erzgebirges gibt Tab. 3.

Tab. 3: Klimatische Eigenschaften (Jahresmittelwerte von Temperatur (T) & Niederschlag (NS)) der oberen Lagen (OL) und Kammlagen (KL) der Erzgebirgsmesochoren (Quellen: BERNHARDT 1971, BERNHARDT et al., 1986, ERLÄUTERUNGSBAND ZUR FSK DES STFB EIBENSTOCK 1981, THOMAS-LAUCKNER 1971, MANNSFELD & RICHTER 1995, SLOBODDA 2000)

	Westerzgebirge		Mittleres Erzgebirge		Osterzgebirge	
	OL	KL	OL	KL	OL	KL
Höhe [mNN]	750-900	880-1000	750-850	850-900	680-800	800-880
T [°C]	6,0-5,0	5,0-4,0	6,0-5,5	5,5-2,8	6,5-5,5	5,5-4,5
NS [mm]	970-1070	>1100	900-950	950-1090	800-870	870-990

Entsprechend der geschilderten klimatischen Vorraussetzungen nimmt auch der Flächenanteil der Vermoorungen von West nach Ost ab. Die höchsten Anteile an armen und vernässten Standorten sowie an Hochmooren besitzt das Westerzgebirge, wo Torfböden noch weit bis in die mittleren Lagen mit einem dichten Verbreitungsmuster auftreten (MANNSFELD & RICHTER 1995). Die bedeutendsten Kammhochmoore des Westerzgebirges sind der „Große“ und „Kleine Kranichsee“. Beide Hochmoore setzten sich jenseits der Grenze auf tschechischem Territorium fort. Weitere flächenhaft bedeutende Hochmoore sind auf tschechischem Gebiet um Rolava und Jeleni zu finden (SLOBODDA 2000).

Das Mittlere Erzgebirge weist ebenfalls einen hohen Mooranteil auf mit der Konzentration der Hochmoore in den oberen Lagen und Kammlagen. Die bekanntesten Hochmoore dieses Teils des Erzgebirges sind die „Mothäuser Heide“ und die „Schwarze Heide/ Kriegswiese“. Auf tschechischem Landesgebiet befindet sich mit dem Nationalreservat „Novodomske raseliniste“ (476 ha) die größte geschlossene Moorfläche des Erzgebirges. Daneben sind „Polske raseliniste“, „Pod jeleni horon“ und „Novoveske raseliniste“ bedeutende Hochmoore (SLOBODDA 2000).

Im Osterzgebirge treten Vermoorungen nur noch in geringer Verbreitung in den Oberen Lagen und Kammlagen auf (MANNSFELD & RICHTER 1995). Das „Georgenfelder Hochmoor“ ist hier das größte und best erhaltene Hochmoor und ist gleichzeitig das östlichste Glied in der Kette der erzgebirgischen Hochmoore (SLOBODDA 2000). Seine Fortsetzung auf tschechischem Gebiet ist identisch mit dem von KÄSTNER & FLÖSSNER (1933) bezeichneten „Seegrundmoor“. Eine Übersicht der großen Hochmoore des Erzgebirges gibt Anlage 2.

Insgesamt wird in Sachsen eine Fläche von ca. 80 km² von Mooren eingenommen, wovon jedoch ca. 70 km² auf Niedermoores entfallen. Nur ca. 10 km² werden von Hochmooren eingenommen (SUCCOW & JOOSTEN 2001).

Für das gesamte Erzgebirge (deutsche und tschechische Seite) werden 330 Torflager angegeben, von denen sich ca. 280 auf tschechischem Territorium und nur rund 50 auf sächsischer Seite befinden (SUCCOW & JESCHKE 1986, SLOBODDA 2000). Im Vergleich mit anderen Mittelgebirgen Deutschlands gilt das Erzgebirge als moorreich (GROSSE-BRAUCKMANN 1997).

Seit dem Ende des 19. Jahrhunderts unterlag die Fläche der erzgebirgischen Hochmoore einer drastischen Verminderung in Folge ihrer Nutzung (s. Tab. 4). Um 1900 waren im sächsischen Teil noch 60 km² Moore erhalten (MÄNNEL 1896). Ergebnis der 1947 durch die geologische Landesanstalt durchgeführten Aufnahme der Moorflächen im Erzgebirge war eine Restmoorfläche einschließlich der Naturschutzgebiete von 36 km² (ZINKE 2002).

In jüngerer Zeit ergab eine 1999 vom Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“ durchgeführte Bestandsaufnahme der Moor- und Torfflächen im Erzgebirge eine Fläche von 14 km², was 164 Moor- und Torfstandorten entspricht (LANGE 2002, ZINKE 2002). In der Bestandserfassung des Naturparks fanden nur Moorstandorte ab 1,0 ha Größe und mit Torfmächtigkeiten von >0,4 m sowie angrenzende Areale und ehemalige Torfstiche Aufnahme (ZINKE 2002). Torfstandorte mit Mächtigkeiten <0,4 m wurden gar nicht und Neuversumpfung nur teilweise mit beachtet (ZINKE & ULLMANN 2000).

Für das tschechische Erzgebirge wird eine Hochmoorfläche von 40 km² angegeben (GROSSE-BRAUCKMANN 1998).

Tab. 4: Übersicht zur Veränderung der Moorfläche [km²] im Erzgebirge von 1896 bis 2000

Jahr	Quelle	Sächsisches Erzgebirge	Tschechisches Erzgebirge
1896	Männel	60	
1947	Lagerstättenerkundung	36	
1998	Grosse-Brauckmann		40
2000	Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“	14	

Es zeigt sich, dass von der ehemals von Hochmooren eingenommenen Fläche von 60 km² heute nur noch knapp ein Viertel (14 km²) im Erzgebirge erhalten ist. Das entspricht Hochmoorstandorten mit mehr als 0,4 m Torfmächtigkeit und einer Fläche von ≥ 1 ha. Hochmoore mit Torfmächtigkeiten von mehr als 0,8 m existieren nur noch auf 8 km². Somit ist ein immenser Verlust an mächtigen und gut erhaltenen Mooren für das Erzgebirge zu verzeichnen.

3.2 Genese der Hochmoore im Erzgebirge

Von großer Bedeutung für die Entwicklung von Hochmooren ist das mineralische Ausgangsmaterial, welches die Moorbasis bildet. Seine Ausprägung wird stark vom geologischen Untergrund geprägt, der im Erzgebirge hauptsächlich von sauren, kristallinen Magmatiten und Metamorphiten gebildet wird. Im Westerzgebirge dominieren Schiefer (Phyllite, Quarzite, Glimmerschiefer) und Granite (PIETZSCH 1963). Während das Mittlere Erzgebirge und Osterzgebirge von Rot- und Graugneisen bestimmt wird. Im Osterzgebirge werden die Gneise von ganghaften Porphyrint intrusionen (Teplitzer Quarzporphyr, Granitporphyr von Dippoldiswalde – Frauenstein) unterbrochen (PIETZSCH 1963).

Überlagert werden diese Gesteine von weichseleiszeitlichen, periglazialen Verwitterungsdecken, die die Basis der Hochmoore und das Ausgangsmaterial der mineralischen Böden bilden. In den oberen Lagen und Kammlagen des Erzgebirges sind diese Gesteinsverwitterungsdecken meist dreigliedrig aufgebaut. Auf eine skelettreiche und häufig verdichtete Basis folgt eine feimbodenreiche Hauptdecke, die abschließend von einer wiederum skelettreichen Oberdecke überlagert wird. Im Einzelnen wird der Habitus der Verwitterungsdecken stark vom jeweiligen Ausgangsgestein bestimmt (s. Tab. 5) (MANNSFELD & RICHTER 1995).

Tab. 5: Eigenschaften der Gesteinsverwitterungsdecken nach Ausgangsgestein (Quelle: MANNSFELD, RICHTER 1995)

Ausgangsgestein	Charakter der Verwitterungsdecke
Granit	blockhaltig, grusig-sandig
Glimmerschiefer, Schiefer, Quarzporphyr	skelettreich, lehmsandig
Tonschiefer	mäßiger Skelettgehalt, schluffig
Orthogneise	skelettreich, lehmsandig bis sandlehmig
Paragneise	mäßiger bis geringer Skelettgehalt, sandlehmig

Die Entwicklung der erzgebirgischen Hochmoore wird an Hand der folgenden Abb. dargestellt.

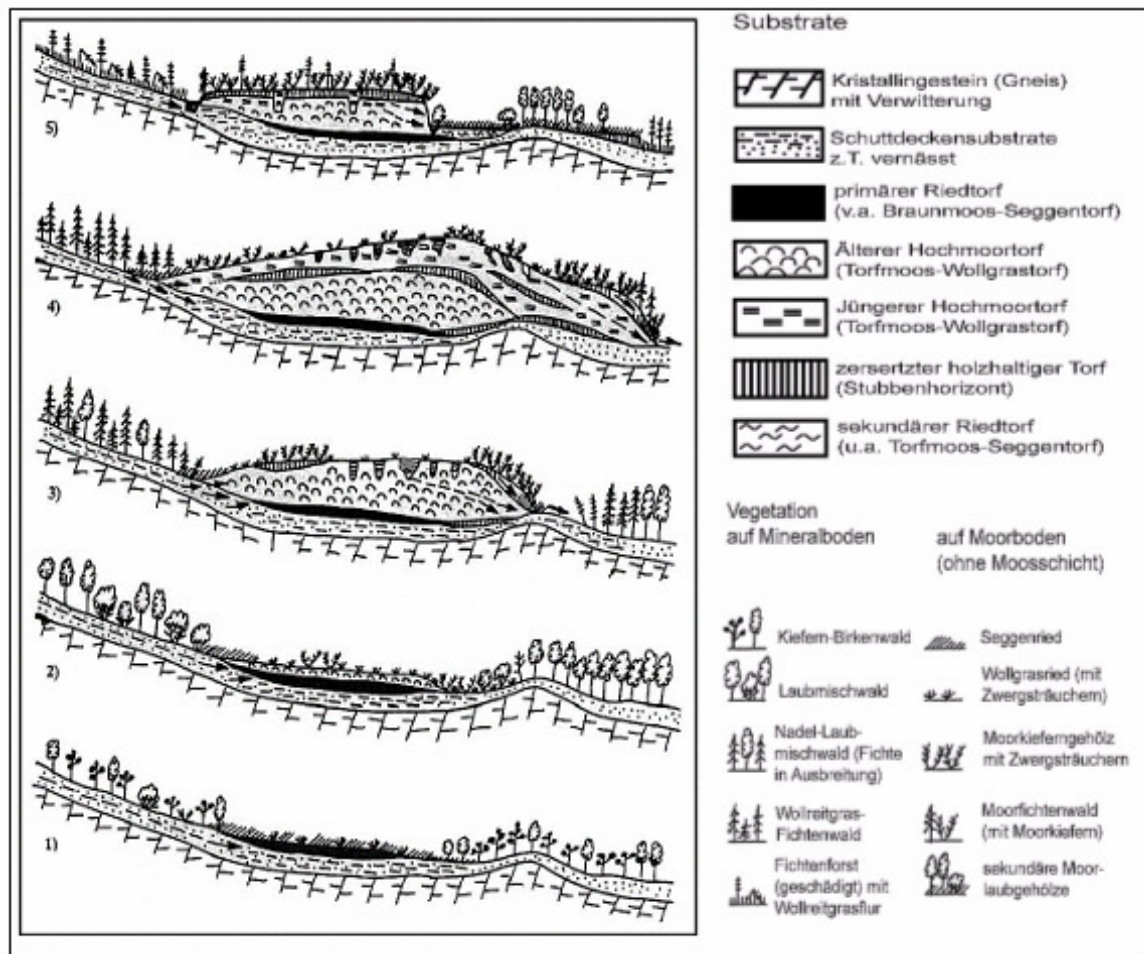


Abb. 4: Entwicklung der Hochmoore im Erzgebirge (Quelle: SLOBODDA 1998)

Die Entwicklung der erzgebirgischen Hochmoore begann im Postglazial an der Wende vom Präboreal zum Boreal (ca. 9000-8500 J. v.H.) (s. Abb. 4, Phase 1) (SLOBODDA 1998). Auf den lehmig bis schluffigen Verwitterungsdecken (vgl. Tab. 5) entstanden schwer wasserdurchlässige Böden, auf denen sich in Geländemulden die ersten Vermoorungen bildeten (PIETZSCH 1963). Verursacht wurden sie durch Quell- und Hangwasseraustritte, deren Versickerung bzw. Abfluss durch die wasserstauenden Eigenschaften des Untergrundes und den noch anhaltenden Permafrost verzögert wurden (FRENZEL 1930, SLOBODDA 1998). Hydrologisch – genetisch gehörten sie den Hang- und Versumpfungsmooren, ökologisch den Sauer-Zwischenmooren an (KÄSTNER & FLÖSSNER 1933, SLOBODDA 1998). Sie wurden durch Riedtorfe aufgebaut (FRENZEL 1930).

Im Atlantikum bis zum Subboreal (ca. 7500-3000 J. v.H.) führten die weitere Erwärmung sowie die Niederschlagszunahme zu einem rascheren Moorwachstum und zur Besiedlung der Riedmoore mit Torfmoosen (s. Abb. 4, Phase 2). Die zunehmende Isolierung der Moorvegetation vom mineralischen Untergrund, wachsende Versauerung und

Nährstoffverarmung führten zur Ausbildung geschlossener Torfmoosdecken und zum Wachstum der Moore über den Grundwasserspiegel hinaus. In dieser Phase vollzog sich der Übergang von den geogenen Mooren zu den ombrosoligen Gehängemooren mit der Ablagerung von Torfmoos- und Torfmoos-Wollgras-Torfen (SLOBODDA 1998).

Im älteren Subatlantikum (ca. 3000-1500 J. v.H.) verursachten kühl-feuchtere Klimabedingungen ein verstärktes ombrogenes Moorwachstum. Es wurden mächtige Torfmoos- und Torfmoos-Wollgrastorfe abgelagert, die auch als Älterer Hochmoortorf oder Älterer Moostorf bezeichnet werden und ombro(soli)gene Gehängehochmoore bildeten (s. Abb. 4, Phase 3) (SCHREIBER 1921, SLOBODDA 1998).

Im jüngeren Subatlantikum (ab ca. 1500 J. v.H.) führten nach einer anfänglich wärmeren Periode mit Verheidung und Bewaldung, erneut kühl-feuchte Bedingungen zu einer zweiten Phase intensiver Torfbildung, die bis in die jüngere historische Zeit anhielt (s. Abb. 4, Phase 4). Da ebenfalls Torfmoos-Wollgras-Torfe abgelagert wurden, werden sie als Jüngerer Hochmoortorf bzw. Jüngerer Moostorf bezeichnet (SLOBODDA 1998).

Der Übergang zwischen Älterem und Jüngerem Hochmoortorf ist im Erzgebirge meist als scharfe farbliche Grenze zwischen dem dunkleren, älteren und helleren, jüngeren Torf ausgebildet (FRENZEL 1930). Nur selten ist ein Stubbenhorizont als Zeugnis der früh-subatlantischen Bewaldung ausgeprägt (SLOBODDA 1998).

Die Phase 5 der Abb. 4 stellt genutzte Hochmoore der Gegenwart dar.

Das typische morphologische Erscheinungsbild der Mehrzahl der erzgebirgischen Hochmoore ist das exzentrische Gehängehochmoor (vgl. Kap. 2), wie es in Abb. 5 dargestellt ist. Charakteristisch ist das steil abfallende untere Randgehänge auf Grund der hangabwärts gelegenen höchsten Torfmächtigkeiten. Das zweite Kennzeichen ist, das stark ausgebildete und durch Hangwasserzufluss soligen geprägte, Oberkantenlagg (SLOBODDA 1998). Auch der Stoffhaushalt wird von diesen speziellen Eigenschaften beeinflusst, da hangabwärts mit wachsendem ombrogenen Einfluss eine allmähliche Nährstoffverarmung eintritt (SUCCOW & JESCHKE 1990). Das derzeit am besten erhaltene Gehängehochmoor des Erzgebirges ist der „Kleiner Kranichsee“ (ZINKE 2002).

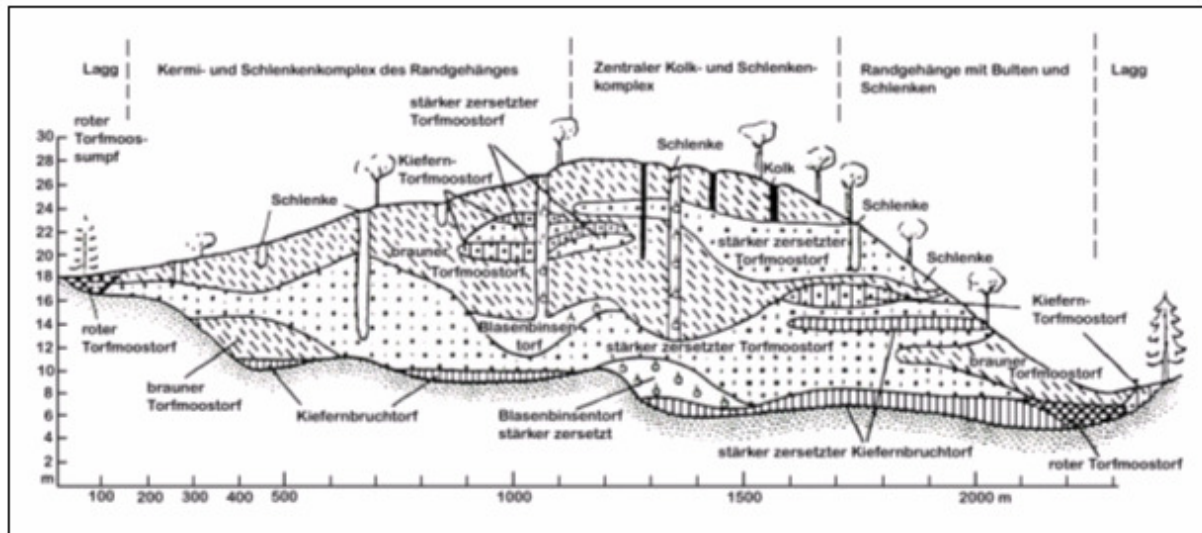


Abb. 5: Profil durch ein Regenmoor im Erzgebirge (Quelle: SLOBODDA 1998)

Selten sind die erzgebirgischen Hochmoore in Sattellagen und auf Verebnungsflächen als Plateau – Regenmoore ausgebildet wie z.B. das „Friedrichsheider Hochmoor“ bei Aue. Im Gegensatz zu den Gehängemooren sind sie selten mächtiger als 4 m und nach vollständiger Entwicklung allseitig aufgewölbt. Sie werden ausschließlich aus Niederschlägen ernährt, so dass ihnen, da sie meist als Wasserscheidenmoore mit zentrifugal-radialer Entwässerung ausgebildet sind, ein randliches Lagg fehlt (SUCCOW & EDMOND 2001).

Im Erzgebirge bestehen weitere so genannte Lagetypen von Hochmooren, die sich aus den Ausgangstypen des Gehängemoors und seltener aus Quellmuldenmooren entwickelten (SLOBODDA 1998). Eine häufig auftretende Erscheinungsform ist das Wasserscheidenmoor, das sich nach Übergreifen von Gehängemooren über Plateaus und Vollformen entwickelte. Zu ihnen gehören unter anderem der „Große Kranichsee“ und die „Mothäuser Heide“ (SLOBODDA 1998).

Seltener griffen Moore über Talungen hinweg und nahmen vom gegenüberliegenden Hang Besitz oder vereinigten sich mit bereits existierenden Gehängemooren zu einem Beidhangmoor, wie es im Hochmoor Weiters Glashütte exemplarisch ausgebildet ist. Bildeten sich ausgehend von hangwassergespeisten Torflagern an den Talflanken mächtige Hochmoore in Flusstälern aus, spricht man von Talsohlenhochmooren. Das einzige noch teilweise erhaltene Hochmoor dieser Art ist das Jägersgrüner Hochmoor an der Zwickauer Mulde (SLOBODDA 1998).

3.3 Nutzungsgeschichte und Zustand der erzgebirgischen Hochmoore

Die Hochmoore des Erzgebirges werden seit dem 13. Jahrhundert genutzt, so dass ihre Nutzungsgeschichte eng an die Besiedlungs- und Bergbaugeschichte gebunden ist (SLOBODA 1998, Zinke 2002). Während der ersten (12.-14. Jahrhundert) und zweiten (15./16. Jahrhundert) Bergbauperiode wurden die Wässer der Hochmoore für bergmännische Zwecke genutzt und in geringem Umfang für die Brenntorfgewinnung (SLOBODDA 1998). Im 17. und 18. Jahrhundert wurden die Hochmoore des Erzgebirges intensiv für die Brenntorfgewinnung genutzt, wobei meist zumindest eine teilweise Entwässerung über die Anlage von Entwässerungsgräben vorausging (SLOBODDA 1998, ZINKE 2002). Der Torfabbau erreichte im Erzgebirge, wie in ganz Mitteleuropa, im 19. Jahrhundert seinen Höhepunkt (SLOBODDA 1998). Der Torfabbau für medizinische Zwecke sowie für die Produktion von Gartenerden fand im Hochmoor Jahnsgrün und im Torfwerk Reitzenhain noch bis 1990 statt. In einigen Hochmooren auf der tschechischen Seite des Erzgebirges wird für diese Verwendungsarten Torf noch bis heute abgebaut (ZINKE 2002). Durch die über Jahrhunderte währenden Torfstichaktivitäten wurden fast alle, auch die heute als Naturschutzgebiet (NSG) geschützten Hochmoore, teilweise oder völlig abgebaut (SLOBODDA 1998).

Neben der Torfgewinnung spielte ab Anfang des 19. Jahrhunderts die forstliche Nutzung der Moore eine immer größer werdende Rolle. Mit Beginn der Forsteinrichtung Anfang des 19. Jahrhunderts wurden die Moore durch die Anlage von Grabensystemen tiefgründig entwässert und so die Anpflanzung von Fichtenkulturen ermöglicht (ZINKE 2002). Deshalb wurden unter Heinrich von Cotta seit 1818 ca. 530 ha Nassstandorte entwässert (WENDEL 1992). In sehr mächtigen Mooren (z.B. Mothäuser Heide) wurde in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts die Grabenräumung beendet, da eine Etablierung dauerhaft ertragreicher Bestände nicht gelungen war (ZINKE 2002).

Im Mittel- und Osterzgebirge wurde in den 1970er Jahren noch einmal das Grabensystem reaktiviert, um Aufforstungsvorhaben der durch Rauchschäden stark beschädigten Fichtenbestände der oberen Lagen und Kammlagen zu realisieren (ZINKE 2002). Seit Ende der 1980er Jahre bis in die Gegenwart hinein finden Grabenräumungen nur noch selten in flachgründigen Mooren statt.

Heute gelten die Moore nach §20 Bundesnaturschutzgesetz und §26 Sächsisches Naturschutzgesetz als geschützte Biotope und nach §1 Sächsisches Naturschutzgesetz als Feuchtgebiete, die zu erhalten und zu schützen sind (EDOM & WENDEL 1998).

Der heutige Zustand der Hochmoore spiegelt ihre Nutzungsgeschichte wider (FORST et al., 1997). Ein völlig ursprüngliches, nicht gestörtes Moor ist im Erzgebirge nicht mehr existent. Alle Moore wurden durch die menschliche Nutzung in unterschiedlichem Maße beeinflusst. Daraus ergibt sich eine große Bandbreite an unterschiedlich stark degradierten Mooren, die von wenig gestörten bis völlig veränderten Standorten reicht. Die bei der Bestandsaufnahme durch den Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“ im Gelände erhobenen 164 Moor- und Torfstandorte wurden nach fünf unterschiedlichen Kriterien mit Punkten bewertet und anschließend in vier zuvor definierten Zustandsstufen klassifiziert. Für die Punktevergabe wurden die Kriterien: Torfmächtigkeit, Grad des Torfabbaus bzw. Torfschwundes, Gesamtfläche von Moor- oder Regenerationsflächen, Biotopausstattung und Grad der Entwässerung herangezogen (ZINKE & ULLMANN 2000).

Die Zustandsklassen, ihre Definition und die zu erreichende Punktzahl sind in der folgenden Tab. dargestellt.

Tab. 6: Zustandsklassen erzgebirgischer Moore (Quelle: ZINKE & ULLMANN 2000)

Zustandsklasse	Definition	Punktzahl
1	naturnah bis gering gestört	>12
2	mäßig gestört oder vor langer Zeit stark gestört bzw. völlig verändert, aber mit fortgeschrittener Regeneration	8-11
3	stark gestört, nur noch kleinflächig Hoch- und Zwischenmoorcharakter	4-7
4	völlig verändert, Hoch- und Zwischenmoormerkmale völlig fehlend oder auch früher nie Hoch- oder Zwischenmoor gewesen	≤3

In Anlage 3 sind alle Torfstandorte einschließlich der vergebenen Bewertungspunkte aufgelistet. Aus der Zuordnung der Moore zu den Zustandsklassen ergibt sich die in Abb. 6 dargestellte prozentuale Verteilung der Zustandsklassen bezogen auf die Fläche von 14 km².

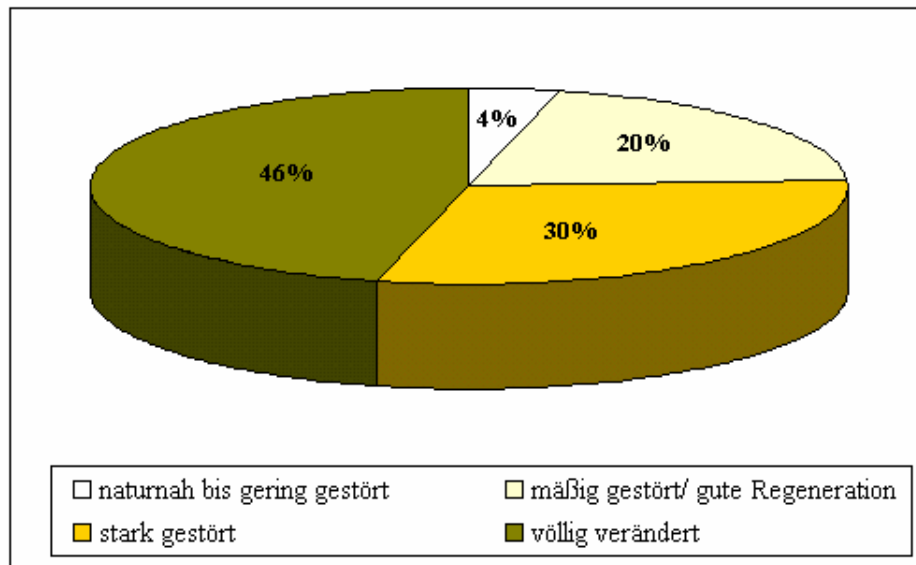


Abb. 6: Prozentualer Flächenanteil der vier Moorzustandsstufen (Quelle: INFORMATIONSBLATT ZWECKVERBAND NATURPARK „ERZGEBIRGE/ VOGTLAND“ 2001)

Wie aus der Abb. ersichtlich wird, sind nur 4% aller Moore naturnah bis gering gestört. Die Zustandsklasse 1 wird somit ausschließlich von NSG gebildet und z.B. durch Hochmoore wie „Mothäuser Heide“, „Kleiner Kranichsee“, „Großer Kranichsee“ oder das „Hochmoor Weiters Glashütte“ repräsentiert (s. Anlagen 3 & 4). Darunter sind die Mothäuser Heide und der Große Kranichsee die ältesten Moorschutzgebiete des Erzgebirges, die in den Jahren 1911 und 1912 ausgewiesen wurden. Die Unterschutzstellung gewährleistete eine über mehrere Jahrzehnte bis heute andauernde ungestörte Entwicklung, was der Grund für ihren guten Erhaltungszustand ist (SLOBODDA 2000). Die „Mothäuser Heide“ gilt heute als das best erhaltene Spirken–Hochmoor des Erzgebirges (Spirke = aufrechte Wuchsform der Bergkiefer (*Pinus mugo* ssp. *rotundata*)) (ZINKE 2002). Trotzdem sind sie in ihrem äußeren Erscheinungsbild durch Verheidung und Bewaldung gekennzeichnet. Verursacht wird diese Entwicklung, die für alle Hochmoore des Erzgebirges zu beobachten ist, zum einen durch Eingriffe in den Wasserhaushalt nach Entwässerung für Torfabbau und Forstwirtschaft, zum anderen durch natürliche Klimaschwankungen (SLOBODDA 2000).

Weitere 20% der Fläche werden von mäßig gestörten oder in guter Regeneration befindlichen Mooren eingenommen, die großflächig entwässert wurden, aber überwiegend noch eine typische Moor- und Heidevegetation besitzen (ZINKE & ULLMANN 2000). In die Zustandsstufe 2 wurden 32 Moor- und Torfstandorte eingeordnet, von denen nur wenige als NSG oder FND (Flächennaturdenkmal) geschützt sind (INFORMATIONSBLATT ZWECKVERBAND NATURPARK „ERZGEBIRGE/ VOGTLAND“ 2001). Darunter fallen

z.B. die NSG's „Am alten Floßgraben“, „Hermannsdorfer Wiesen“ oder das „Hochmoor Grünheide“ (s. Anlagen 3 & 4). Weitere schützenswerte Moorbereiche dieser Zustandsstufe sind unter anderem die Moosheide bei Bärenwalde, die Hühnerheide bei Rübenau oder die Stengel- und Herrenheide beim ehemaligen Torfwerk Reitzenhain (ZINKE & ULLMANN 2000).

Der überwiegende Teil der Fläche wird mit 76 % von stark und sehr stark degradierten Mooren eingenommen. Davon sind 30 % stark gestört, das heißt durch großflächige Entwässerung und Abbau ist der Hoch- und Zwischenmoorcharakter nur noch kleinflächig auf Torfkörperresten erhalten. Einige Beispiele für Moore dieser Zustandsklasse sind die FND „Siebensäure“ bei Neudorf oder die „Torfstichwiesen“ bei Carlsfeld (s. Anlagen 3 & 4). Der größte Flächenanteil mit 46% wird von den völlig veränderten Mooren eingenommen, die vollständig entwässert und aufgeforstet sind (ZINKE & ULLMANN 2000). Dadurch sind sie häufig in ihrem morphologischen Erscheinungsbild nicht von den sie umgebenden fichtenbestockten mineralischen Böden zu unterscheiden.

Eine weitere naturschutzfachliche Beurteilung erfuhren die Moorstandorte des Erzgebirges durch die von 1994 bis 2000 durchgeführte Waldbiotopkartierung (LFP 2004) sowie durch die Ausweisung von Schutzgebieten nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) für das europäische Schutzgebietssystem „Natura 2000“.

Die Waldbiotopkartierung im Wuchsgebiet „Erzgebirge“ ergab für die vorgegebenen Moorbiotoptypen, die in der Tab. 7 aufgeführten Flächen [ha]. Die nach §26 Sächsisches Naturschutzgesetz besonders geschützten Biotope sind mit dem Paragraphensymbol gekennzeichnet.

Tab. 7: Moorbiotope des Erzgebirges (Quelle: MIHM 2000, ZINKE 2002)

Biotoptyp	Fläche [ha]
Leitbiotoptyp	
„Moorbereiche und sonstige Feuchtbiopte“	695
Biotoptypen:	
Hochmoor §	95
Zwischenmoor §	44
Torfstich in Regeneration §	62
Fichtenmoorwald §	197
Birkenmoorwald §	63

Als FFH-Gebiete wurden die NSG's „Hermannsdorfer Wiesen“, „Mothäuser Heide“, „Schwarze Heide/ Kriegswiese“, „Am alten Floßgraben“, „Großer und Kleiner Kranichsee“, „Hochmoor Weiters Glashütte“ und „Muldenwiesen“ ausgewiesen. Die Deckungsgleichheit der FFH – Gebiete mit den NSG zeigt, dass nur ein kleiner Teil der Moor- und Torfstandorte im Erzgebirge sich in einem guten und schutzwürdigen Erhaltungszustand befindet. Insgesamt sind von 164 Moorstandorten 48 Standorte als FFH – Gebiet, NSG oder FND geschützt (s. Anlage 4).

Auf Grund der geringen Anzahl schützenswerter Hochmoorstandorte ist das Ziel des Landesschwerpunktprojektes „Erzgebirgische Moore“, was insbesondere durch den Naturpark Erzgebirge/ Vogtland“ initiiert wurde, weitere Moorstandorte zu revitalisieren bzw. zu renaturieren. In der „Vorstudie zum Landesschwerpunktprojekt“ wurden deshalb 37 Moorstandorte mit einer Gesamtfläche von 621 ha ausgewählt, in denen kurz- und langfristige Maßnahmen zur Revitalisierung der Flächen durchgeführt werden sollen (ZINKE & ULLMANN 2000). Auf 18 dieser Standorte werden bereits Maßnahmen umgesetzt, die von der Grundlagenermittlung bis hin zum Monitoring bereits getroffener Maßnahmen reichen. Eine Übersicht über die Maßnahmestandorte insgesamt ist in Anlage 5 zu finden.

Die Moor- und Torfstandorte, die weder einem Schutz unterliegen, noch durch das Landesschwerpunktprojekt für Maßnahmen vorgeschlagen wurden, werden forstwirtschaftlich genutzt. Stocken auf diesen Flächen ökonomisch rentable Fichtenbestände, werden vereinzelt noch Grabenpfllegemaßnahmen durchgeführt.

4 Material und Methoden

4.1 Definition des Begriffes „Zustand“ und Auswahl der Testflächen

Soll der Zustand von Moortestflächen zu einem bestimmten Zeitpunkt erfasst werden, so muss als erstes festgelegt werden, was unter dem Begriff des Zustandes zu verstehen ist, durch welche Kriterien er charakterisiert und bewertet werden kann.

Im Kontext dieser Arbeit wird der Begriff des Zustandes wie folgt definiert:

Der **Zustand** einer Moortestfläche zu einem bestimmten Zeitpunkt ist das Ergebnis von:

- natürlicher Moorgenese
- Art und Intensität anthropogener Eingriffe (Dauer, Grad der Entwässerung)
- Einfluss weiterer Ökosystemparameter wie Höhenlage, Klima und Immissionslage, Hydrologie

Der Zustand der größtenteils genutzten Hochmoore des Erzgebirges wird vor allem durch die Art und Intensität der anthropogenen Eingriffe bedingt. Die für das Erzgebirge wesentlichen Eingriffstypen sind in folgender Tab. dargestellt.

Tab. 8: Eingriffstypen in erzgebirgischen Hochmooren

Eingriffstyp	Intensität (Dauer) des Eingriffes
I: Grabenpflege	Wiederholungsintervalle der Grabenpflege, Zeitdauer nach der letzten Grabenpflege
II: Natürlicher Grabenverlandung (Regeneration)	Seit wann findet die Regeneration statt?
III: Ökotechnischer Grabenverschluss	Wann fand der Grabenverschluss statt?
IV: Abtorfung	Wann fand die Abtorfung statt?

Insbesondere die Eingriffstypen der „Grabenpflege“ und der „Natürlichen Grabenverlandung“ sind immer sehr eng an die Moormächtigkeit gekoppelt. Aktuell findet die „Grabenpflege“ nur in gering bis ca. 1m mächtigen Moorstaugleyen und Gehängehochmooren statt, da auf diesen flachgründigen Standorten eine rentable forstliche Nutzung möglich ist. Die „Natürliche Grabenverlandung“ findet meist in mächtigen (>1m) Hochmooren statt, da eine dauerhafte Etablierung ertragreicher Forstbestände nicht möglich war. Der „Ökotechnische Grabenverschluss“ bzw. die Wiedervernässung von Hochmooren ist weniger stark an die Moormächtigkeit gebunden und wird sowohl auf mächtigen Hochmooren als auch in ehemaligen Torfstichen mit gering mächtigen Resttorfen durchgeführt und dient naturschutzfachlichen Zwecken. Der Eingriffstyp der „Abtorfung“ ist derzeit in den

Hochmooren des sächsischen Erzgebirges nicht vertreten, kann aber bis zur vollständigen Eliminierung des Torfkörpers führen.

Der Zustand von Moorflächen kann anhand folgender Komponenten und ihrer Eigenschaften erfasst bzw. charakterisiert werden (s. Tab. 9), da diese direkt von den anthropogenen Eingriffen beeinflusst werden.

Tab. 9: Komponenten und ihre Eigenschaften zur Kennzeichnung des Zustandes von Moorflächen

Komponente	Eigenschaften
Boden	Profil, Torfbodenhorizonte, Zersetzung, Substanzvolumen, Torfchemie
Vegetation	Arten, Artnächtigkeit, Geselligkeit, Pflanzengesellschaften
Gräben	Länge & Dichte der Gräben, Gräben offen oder verschlossen (natürlich, ökotechnisch)

Die Bewertung der auf diese Weise ermittelten Zustände erfolgte auf der Grundlage der durch ZINKE & ULLMANN (2000) erarbeiteten Zustandsbewertung für Moorstandorte im Erzgebirge. Dieser Bewertungsalgorithmus beruht auf der Vergabe von Wertzahlen für Bewertungskriterien. Es gilt, je höher die Wertzahl, um so besser ist das jeweilige Kriterium (Komponente) ausgebildet oder erhalten. Entsprechend der erreichten Gesamtwertzahlen wurden die Moorstandorte in die in Tab. 6 dargestellten Zustandsklassen für erzgebirgische Moore eingeordnet.

Für die Zustandsbewertung der eigenen Testgebiete, deren Auswahl im Anschluss erläutert wird, wurde der Bewertungsalgorithmus von ZINKE & ULLMANN (2000) verändert bzw. erweitert, um ihn auch für kleine Testgebiete (<5ha) nutzen sowie eine Klassifizierung der eigenen Testgebiete in die bereits bestehenden Zustandsklassen vornehmen zu können. Dadurch ist gleichzeitig die Vergleichbarkeit der eigenen Testgebiete mit den in ZINKE & ULLMANN (2000) bewerteten und klassifizierten Moorstandorten gegeben.

Der veränderte Bewertungsalgorithmus beruht ebenfalls auf 5 Bewertungskriterien, die zum Teil von ZINKE & ULLMANN (2000) übernommen, zum Teil auf die eigenen Bedürfnisse angepasst oder neu hinzugefügt wurden. Im Folgenden werden die 5 Bewertungskriterien vorgestellt sowie die Vergabe der Wertzahlen dargestellt:

Tab. 10: Torfmächtigkeit (ZINKE & ULLMANN 2000)

Ausprägung	Wertzahl
<0,8m	0
>0,8-2,0m	1
>2,0-4,0m	2
>4,0m	3

Tab. 11: Profil- & Torfeigenschaften (selbst entwickelt, Kurzzeichen vgl. AG Boden 1996)

Bewertung	Ausprägung	Wertzahl
Schlecht erhalten	Profil: <1,5m, hHm/(F)IISd, (Profil homogen)	0
	Torf: H9-H10, Ha, SV5	
	Typ: Mulm-(Norm)-Hochmoor/ Moorstagnogley	
Mäßig erhalten	Profil: <1,5m, hHw/hHw/hHr/(F)IISd (Resttorf)	1
	Torf: H5-H10, SV3-5	
	Typ: Erd-(Norm)-Hochmoor	
	Profil: >1,5m, hHm/(hHa)/hHw/hHr/(F)IISd	
	Torf: H2-H10, Ha>1m, SV4-5	
Gut erhalten	Typ: Mulm-(Norm)-Hochmoor	2
	Profil: >1,5m, hHw/hHw/hHr/(F)IISd	
	Torf: H2-H10, Ha<1m, SV3-5	
Sehr gut erhalten	Typ: Erd-(Norm)-Hochmoor	3
	Profil: (hHw/hHr/(uHr/(F)II(f)...	
	Torf: H1-H10, SV1	
	Typ: (Norm)-Hochmoor	

Tab. 12: Regenerationsflächen (verändert nach ZINKE & ULLMANN 2000)

Ausprägung	Wertzahl
Nicht vorhanden	0
Vorhanden	1

Tab. 13: Biotopausstattung (verändert nach ZINKE & ULLMANN 2000)

Ausprägung	Wertzahl
keine für Hoch- & Zwischenmoore typischen Arten (Wald-Torfmoose, Heidelbeere und ähnliche Waldarten können vorkommen)	0
einzelne Hoch- & Zwischenmoorarten wie Scheidiges Wollgras und Pfeifengras, vereinzelt bis häufig Zwergsträucher, in Verheidungsphasen Drahtschmiele dominierend	1
häufig bis flächendeckend Zwergsträucher u./od. Torfmoose, häufig Wollgräser, vereinzelt Moos- u./od. Krähenbeere und Rundblättriger Sonnentau oder Arten armer und mäßig armer Zwischenmoorstandorte	2
wie vorige, aber außerdem mit Bergkiefern-Restpopulation	3
wie vorige, aber in Teilbereichen mit typischer Vegetationsform der annähernd intakten Moorkieferngehölze, größere Bergkiefernpopulation	4
großflächig typische Vegetationsform der annähernd intakten Moorkiefern-Moorgehölze	5

Tab. 14: Gräben & Grad der Entwässerung (verändert nach ZINKE & ULLMANN 2000)

Ausprägung	Wertzahl
funktionsfähige Gräben, Initialstadien fehlend, extrem entwässert	0
beginnende Verlandung, Initialstadien, stark entwässert	1
zunehmend verlandete Gräben oder größere vernässte Regenerationsstadien in ehemaligen Torfstichen, mäßig entwässert	2
Gräben vollständig verlandet oder verbaut, überwiegend oberflächennaher Wasserstand	3

Die aus diesem Algorithmus ableitbare Zustandsbewertung bezieht sich auf den moorökologischen Zustand, dass heißt, wird der Moorzustand mit „gut“ bewertet, handelt es sich um naturnahe Hochmoore, wird er mit „schlecht“ bewertet, sind die Moorstandorte als naturfern einzuordnen. Aus dieser moorökologisch-naturschutzfachlichen Sicht ist jeder Eingriff, der den Moorzustand verschlechtert als „schlecht“, jeder Eingriff der ihn verbessert als „gut“ anzusehen. Allerdings ist die Beurteilung von Eingriffen sowie des Moorzustandes immer vom Standpunkt des jeweiligen Betrachters abhängig. So wird z.B. aus Sicht der Wasserwirtschaft im Hinblick auf die Trinkwasserproduktion die Grabenräumung und damit verbunden ein schlechter, moorökologischer Zustand als positiv bewertet.

Resultierend aus diesen Vorüberlegungen wurden Testflächen, die unterschiedliche Eingriffstypen und damit unterschiedliche Zustände repräsentieren, ausgewählt (vgl. Tab. 8). Da die Testflächenauswahl im Rahmen der im Kap. 1 genannten Projekte erfolgte, befinden

sie sich in den Einzugsgebieten (EG) bzw. Teileinzugsgebieten (TEG) der Trinkwassertalsperren (TS) Rauschenbach (Osterzgebirge), Muldenberg und Carlsfeld (beide Westerzgebirge) (s. Abb. 7).

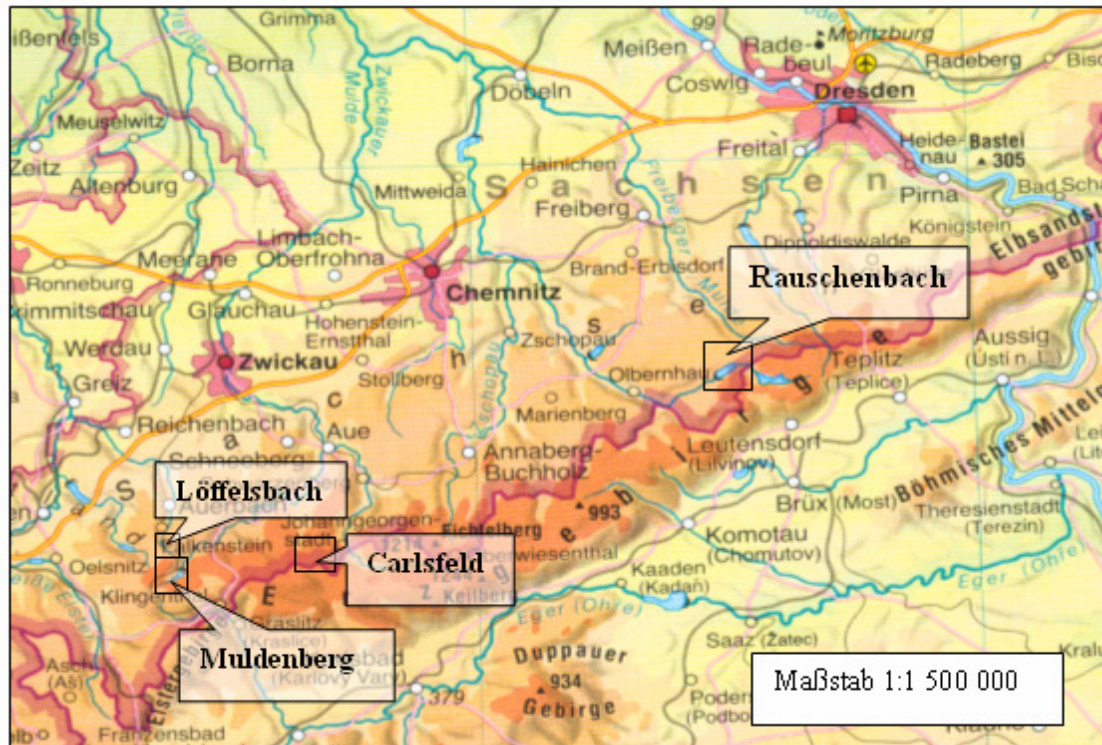


Abb. 7: Lage der Talsperreneinzugsgebiete, in denen sich die Moortestflächen befinden, innerhalb des Erzgebirges (Quelle: DIERCKE WELTATLAS 1992)

Die Auswahl von Moortestflächen zu den einzelnen, aktuell im sächsischen Teil des Erzgebirges vertretenen Eingriffstypen geschah wie folgt:

- Eingriffstyp I – Grabenentwässerung: Für diesen Moorzustandstyp wurde eine Testfläche (TF) im EG der TS „Muldenberg“, im TEG Weiße Mulde gewählt und nach selbigen „Weiße Mulde“ (WM) benannt.
- Eingriffstyp II – Natürliche Grabenverlandung: Dieser Moorzustandstyp wird durch eine TF im EG der TS „Rauschenbach“ und eine TF im EG der TS „Carlsfeld“ repräsentiert. Die TF im Osterzgebirge liegt im TEG Salzflüßchen in dessen Mündungsbereich in den Rauschenbach. Sie ist nach dem TEG „Salzflüßchen“ (SF) benannt. Im Westerzgebirge befindet sich die TF im EG der TS „Carlsfeld“, im TEG Zulauf Ost. Die TF wurde nach dem EG der Talsperre „Carlsfeld“ (CF) benannt.
- Eingriffstyp III – Ökotechnischer Grabenverschluss: Da in den Einzugsgebieten der genannten Talsperren keine Flächen des Typs 4 existieren, wurde als TF ein seit 2001

wiedervernässter Torfstich ca. 1km nördlich der TS „Muldenberg“ gewählt. Die TF befindet sich im Kleineinzugsgebiet des Löffelsbaches, nach dem sie benannt wurde (LB).

Die im Rahmen der zur Verfügung stehenden Mittel gewählten Testflächen stellen eine Auswahl im Sinne von Stichproben dar. Sie werden als typisch für das Erzgebirge angesehen, lassen eine generelle Verallgemeinerung der Ergebnisse auf alle Hochmoore des Erzgebirges jedoch nicht zu. Ihre detaillierte Darstellung einschließlich der kartographischen Visualisierung erfolgt in Kapitel 5.

4.2 Stoffaustrag

Eine Methode, um Stoffflüsse in der Landschaft bzw. in Landschaftssausschnitten zu erfassen, besteht in der Messung von Vorräten und Flüssen. Mit diesem Ansatz, der auf allen räumlichen Skalenebenen (Mikro-, Meso-, Makroskala) anwendbar ist, werden vorrangig die Stoffflüsse betrachtet (FREDE & BACH 1996).

Dieser Ansatz wurde auch für die Erfassung der Stoffflüsse aus den Testflächen, das heißt, für ihren Stoffaustrag gewählt. Dafür wurden sowohl ausgewählte Stoffvorräte als auch Stoffflüsse untersucht und gemessen. Räumlich sind diese Untersuchungen im Bereich der Mikroskala einzuordnen. Die Standortuntersuchungen in den Testflächen z.B. für die Berechnung des Kohlenstoffvorrates der Böden können als Arbeiten in der topischen Dimension angesehen werden. Zusammenhänge innerhalb der Testflächen konnten durch die Untersuchung mehrerer Standorte bzw. von Standortketten hergestellt werden. Um den Stoffaustrag der Testflächen zu erfassen, wurde ein Ansatz gewählt, wie er für die Untersuchung von Einzugsgebieten (Mesoskala) verwandt wird (FREDE & BACH 1996). Dabei wurden die Stoffflüsse bzw. der Stoffaustrag aus den klar abgrenzbaren Wasserflüssen in und um die Testflächen abgeleitet. Der Stoffaustrag der Testflächen (Testflächenauflüsse) wird somit als Integral über diesen bestimmten Landschaftsausschnitt angesehen (FREDE & BACH 1996).

Es kann davon ausgegangen werden, dass mit diesem Ansatz der Großteil der transportierten Stoffmengen erfasst wird, da das Wasser als Lösungs- und Transportmittel die bestimmende Größe für den Stofftransport darstellt. Da gleichzeitig die Testflächen selbst als „Black Box“ betrachtet wurden und das Hauptaugenmerk auf den Stoffausträgen lag, bleiben systeminterne Umsätze und die gasförmigen Entbindungen unberücksichtigt (FREDE & BACH 1996).

Die durchgeführten Messungen zu Stoffkonzentrationen und Stoffflüssen fanden saisonal und ereignisbezogen statt und spiegeln den Zustand der Testflächen, wie er zum Zeitpunkt der

Messtermine herrschte, wider. Insofern können die Einzelmessungen im Sinne einer Inventur gesehen werden (FREDE & BACH 1996). Gleiches gilt für die Stofffrachten, die als Tagesfrachten berechnet wurden. Mit den gemessenen Stoffkonzentrationen und Stofffrachten können erste Größenordnungen für die Testflächen angegeben werden. Aussagen über die Senken- oder Quellenfunktion der Testflächen können nicht getroffen werden, da für den gewählten Ansatz die Messperiode zu kurz war, als dass eine Bilanzierung der Veränderungen von Stoffvorrat und Stoffflüssen möglich gewesen wäre.

4.3 Geländearbeiten zur Erfassung von Zustand und Stoffaustrag der Testflächen

Für die Erfassung des Zustandes der Testflächen wurden im Gelände Boden, Vegetation und Gräben untersucht.

Die Boden und Vegetationsuntersuchungen wurden als Standortuntersuchungen entlang von Sequenzen in den Testflächen in den Jahren 2001-2003 durchgeführt. Damit war die Erfassung der Vertikalstruktur der Standorte sowie auch in ersten Ansätzen der Horizontalstruktur der Testflächen möglich (BARSCH et al., 2000). Die Lage der Sequenzen verlief mit der Hangneigung sowohl als auch parallel zu den Höhenlinien. Die Bodenuntersuchungen erfolgten in den Jahren 2001 (Juli, Oktober), 2002 (April, Mai, Juni, August, November) und 2003 (Juni, Juli).

Für die Erfassung der Moorböden erfolgte als erstes die Profilaufnahme mit Hilfe von Bohrstocksondierungen und Bohrungen mit dem Moorkammerbohrer (nach TGL⁴-Norm der landwirtschaftlichen Standortserkundung) sowie an Bodengruben. Gleichzeitig konnte auch die Torfmächtigkeit bestimmt werden. Für die Kennzeichnung der chemischen Eigenschaften der Torfe unterschiedlicher Profiltiefen und des unterlagernden Mineralbodens wurden Beutelp Proben entnommen. Die Charakterisierung physikalischer Torfeigenschaften war durch die Entnahme von Stechzylinderproben möglich. In den vier Testflächen wurden insgesamt 105 Standorte untersucht und 165 Torfproben (Beutelp Proben und Stechzylinder) entnommen (s. Tab. 15).

Die Vegetation der Testflächen wurde auf ca. 50-70 m² großen Standorten erfasst. Aufgenommen wurden die Parameter Artenzusammensetzung, Artmächtigkeit und Soziabilität nach der Schätzskala von REICHELT & WILLIAMS (1973). Dadurch wurden Häufigkeit und Verteilung der einzelnen Arten erfasst, so dass die Ableitung von

⁴TGL....Technische Güte und Lieferbedingungen

Artgemeinschaften möglich war. Insgesamt wurden an 34 Standorten die Vegetation der vier Testflächen aufgenommen (s. Tab. 15).

Für die TF am Salzfüßchen konnte außerdem eine vom Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“ im Sommer 2003 durchgeführte Vegetationskartierung für die Ergebnisdarstellung und Auswertung herangezogen werden.

Tab. 15: Anzahl der Standorte der Boden- und Vegetationsuntersuchungen einschließlich der Anzahl an Bodenproben, aufgegliedert auf die vier Testflächen

Testfläche	SF	CF	WM	LB
Boden				
Standorte	39	17	31	18
Beutelproben	59	26	23	8
Stechzylinder	16	19	14	–
Vegetation				
Standorte	10	10	10	4

Die Erfassung des Grabenzustandes der Testflächen erfolgte über eine fortlaufende Kartierung der Gräben. Es wurden homogene Grabenabschnitte, die sich von Grabenabzweig zu Grabenabzweig bzw. von Fließhindernis zu Fließhindernis erstrecken, kartiert. Bei der Kartierung wurden die Parameter Richtung, Länge und Gefälle aufgenommen. Ziel war es, die Materialverfüllung der Gräben sowie Fließwege und -intensitäten in Abhängigkeit vom Eingriffstyp zu ermitteln. Im Hinblick auf den postulierten Zusammenhang zwischen Testflächenzustand und Stoffaustrag ist die Funktionstüchtigkeit der Gräben für die Wasserbewegung und den Stoffaustrag der Testflächen von zentraler Bedeutung.

Um den **Stoffaustrag** der Testflächen zu erfassen, wurden entsprechend des gewählten Ansatzes (vgl. Kap. 4.2) Messnetze für die Wasserbeprobung in den Testflächen festgelegt. Die Wassermessstellen befinden sich immer in den Gräben der Testflächen. Um den Stoffeintrag und insbesondere den Stoffaustrag zu ermitteln, wurden jeweils Messstellen vor der eigentlichen TF (Input), innerhalb der TF und am Ausgang (Output) der TF festgelegt. Die folgende Tab. verdeutlicht die Zuordnung der Messstellen der westerzgebirgischen Testflächen zu den Kategorien „Input“, „Testfläche“ und „Output“.

Tab. 16: Wassermessstellen der drei Testflächen im Westerzgebirge und ihre Zuordnung zu den Kategorien „Input“, „Testfläche“, „Output“

Testfläche	CF	WM	LB
„Input“	CF6, CF10	W3, W4	LB1, LB2
„Testfläche“	CF7	W2, W5	LB3, LB4
„Output“	CF8	W1	LB5

Für die TF in Carlsfeld wurde neben den Wassermessstellen der TF auch der Abfluss des TEG „Zulauf Ost“ (Messstelle: CF5) im Rahmen der eigenen Geländearbeiten untersucht. Dadurch konnte zu Vergleichszwecken die langjährige Messreihe (1993-2003) der LTV-Routineparameter für den Zulauf Ost genutzt werden.

Die Wasserbeprobung der Testflächen im Westerzgebirge wurde in den Jahren 2002 und 2003 durchgeführt. Die Beprobungstermine wurden so gewählt, dass möglichst unterschiedliche Jahreszeiten sowie besondere Witterungsereignisse erfasst wurden (s. Tab. 17).

Tab. 17: Termine für die Wasserbeprobung der Testflächen im Westerzgebirge

Beprobungstermin	Testfläche	Bemerkung
25.05.2002	LB, WM	Frühjahrsaspekt
26.05.2002	CF	Frühjahrsaspekt
06.08.2002	LB, WM	Sommeraspekt, Starkregen
07.08.2002	CF	Sommeraspekt, Starkregen
08.11.2002	LB, WM	Winteraspekt
09.11.2002	CF	Winteraspekt
09.02.2002	LB, WM, CF	Winteraspekt
22.04.2002	LB, WM, CF	Schneeschnelze
13.06.2002	LB, WM, CF	Sommeraspekt, Trockenheit

Für die TF am Salzflüßchen war die Einrichtung eines derartigen Messnetzes nicht möglich, da die Gräben der TF kein oberflächlich fließendes Wasser führten, so dass eine Beprobung nicht möglich war. Die im Rahmen des BMBF-Projektes eingerichtete Wassermessstelle kurz vor der Einmündung des Salzflüßchens in den Rauschenbach (Messstelle: SF6) konnte für die Ergebnisdarstellung und -auswertung der TF mit einbezogen werden. Die Wasserprobenentnahme am Salzflüßchen erfolgte im Rahmen des BMBF-Projektes seit 2001 monatlich und ab Mai 2002 wöchentlich. Auf Grund des fehlenden vergleichbaren Wassermessnetzes und der, durch den Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“ geplanten Wiedervernässung des Hochmoores am Salzflüßchen, werden die Erkenntnisse aus den Testflächen im Westerzgebirge auf die TF Salzflüßchen übertragen. Unter Berücksichtigung

der Gebietsspezifika soll die Entwicklung der Testfläche und ihres Stoffaustrages bei Wiedervernässung abgeschätzt werden.

Eine erste Kennzeichnung des chemischen Gewässerzustandes der Grabenwässer erfolgte im Gelände durch die Ermittlung von pH-Wert und Elektrischer Leitfähigkeit mit Feldmessgeräten der Firma WTW.

Die Wasserproben wurden in Glasflaschen entnommen und für den Transport ins Labor bzw. bis zu den Laboranalysen gekühlt aufbewahrt.

Der Abfluss wurde zu den jeweiligen Messterminen im Gelände anhand des Abflussquerschnittes, der Gewässertiefe und der Fließgeschwindigkeit abgeschätzt.

4.4 Laboranalysen zur Ermittlung der chemisch-physikalischen Torfeigenschaften und ausgewählter gewässerchemischer Parameter

Die **Torfproben** wurden im Labor des Institutes für Geographie der TU Dresden analysiert. Dafür unterlagen die Beutel- bzw. Mischproben einer ca. vier- bis sechswöchigen Trocknungsphase, um anschließend für die Analysen weiter aufbereitet zu werden. Für die Charakterisierung der chemischen Eigenschaften der Torfe wurden pH-Wert, Organischer Kohlenstoffgehalt, Organische Bodensubstanz, Organischer Stickstoffgehalt, C/N-Verhältnis, Nc-Wert und Phosphorgehalt bestimmt. Die Proben des mineralischen Untergrundes wurden auf pH-Wert und Bodenart untersucht.

Für die Charakterisierung der physikalischen Torfeigenschaften Rohdichte, Substanzvolumen und Bodenfeuchte wurde sofort nach der Rückkehr aus dem Gelände mit der Untersuchung der Stechzylinderproben begonnen.

Mit Hilfe dieser Bodenkennwerte war die Einordnung der Testflächenböden in die Bodensystematik und die Charakterisierung des Bodenzustandes möglich.

Die **Wasserproben** wurden im Labor des Institutes für Geographie der TU Dresden hinsichtlich des pH-Wertes und der Konzentration anorganischer Wasserinhaltsstoffe untersucht. Im Rahmen dieser Analysen wurden die Konzentrationen von Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff, Sulfat-Schwefel, Gesamt-Phosphat sowie von Chlorid, Kalium, Natrium, Magnesium und Kalzium bestimmt.

Die Analyse der organischen Wasserparameter erfolgte am Technologiezentrum Wasser (TZW), Außenstelle Dresden, einem Projektpartner im Rahmen der in Kap. 1 genannten Projekte. Am TZW wurden die Spektralen Absorptionskoeffizienten bei Wellenlängen von 254 und 436 nm sowie die DOC-Konzentrationen der Wasserproben ermittelt. Im Weiteren

wurde der DOC fraktioniert, um speziell Aussagen zur Fraktion der Huminstoffe zu ermöglichen.

Die Stofffrachten wurden als Tagesfrachten in $[\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}]$ aus der Multiplikation der Konzentration des jeweiligen Stoffes und dem Abfluss berechnet. Durch den Bezug auf die Flächengröße der Testflächen können die Frachten in $[\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$ angegeben werden. Sie können jedoch nur die Größenordnungen für die Stoffausträge angeben auf Grund der Schätzwerte für die Abflüsse.

Die genannten Wasserparameter ermöglichen nicht nur eine detaillierte Charakterisierung des chemischen Gewässerzustandes, sondern können auch für die Beurteilung der Stoffkonzentrationen und Stoffflüsse insbesondere der Stoffausträge der Testflächen genutzt werden. Im Folgenden werden die verwendeten Methoden der Boden- und Wasseranalytik kurz vorgestellt:

Bodenanalytik

- pH-Wert – elektrometrische Messung mit gekoppelter Glas-Kalomel-Elektrode in Suspension mit Kaliumchlorid bei gleichzeitiger Angabe der Messtemperatur. Der pH-Wert von Torfen kann nach SUCCOW (1988) wie folgt charakterisiert werden:

Tab. 18: Kennzeichnung der Azidität von Torfen

pH-Wert	Bezeichnung	
<2,4	extrem sauer	
2,4-<3,2	sehr stark sauer	sauer
3,2-<4,0	stark sauer	
4,0-<4,8	mäßig sauer	
4,8-<5,6	schwach sauer	subneutral (schwach sauer)
5,6-<6,4	sehr schwach sauer	
6,4-<7,2	neutral	kalkhaltig (alkalisch)
>7,2	basisch	

- Organischer Kohlenstoffgehalt (Corg, [Masse-%]) – nasse Veraschung mit schwefelsaurer Kaliumdichromatlösung (Lichterfelder Methode)
- Organische Bodensubstanz (OBS, [Masse-%]) – Bestimmung des Glühverlustes bei 600°C. Charakterisierung von Torfen nach dem Gehalt an organischer Substanz nach SUCCOW (1988):

Tab. 19: Kennzeichnung der Torfe nach ihrem Gehalt an organischer Bodensubstanz

OBS-Gehalt [%]	Bezeichnung
15-<30	Antorf
30-<70	Halbtorf
70-<90	Volltorf
>90	Reintorf

- Organischer Stickstoffgehalt (Norg, [Masse-%]) – Kjeldahl-Aufschluss nach DIN 19684 im Fließ-Injektionsanalysator der Firma Büchi (Gerät: Büchi 339)
- C/N-Verhältnis – Quotienten aus dem Corg- und Norg-Gehalt, einheitenlos
- Nc-Wert – entspricht dem prozentualen Anteil des Norg-Gehaltes am Corg-Gehalt (s. Gl. 1), er ist einheitenlos und ein Maß für die Trophie. Nach SUCCOW (1988) kann der Nc-Wert in die Trophistufen der Tab. 20 eingestuft werden.

$$Nc - Wert = \frac{Norg * 100\%}{Corg} \quad (Gl. 1)$$

Tab. 20: Nc – Werte und Trophiestufen für nährstoffarme Hochmoortorfe

Nc-Wert	Trophiestufen	Bezeichnung
<2,5	sehr arm	oligotroph (nährstoffarm)
2,5-<3,0	arm	
3,0-<3,8	ziemlich arm	mesotroph (mäßig nährstoffarm)
3,8-<4,9	mittel	

- Phosphorgehalt (P, [mg·kg⁻¹, Masse-%]) – Kjeldahl-Aufschluss nach DIN 19684 und anschließend photometrische Bestimmung der P-Konzentration bei 406 nm
- Körnungsanalyse – Kombiniertes Sieb- und Sedimentationsverfahren nach Köhn, Ableitung der Bodenart mit Körnungsdreieck nach DIN 4220
- Rohdichte (d_t, [g·cm⁻³]) – Differenz zwischen der Gesamtmasse des Stechzylinders (Stechzylinder mit Probeninhalt) und Leermasse des Stechzylinders bezogen auf das Stechzylindervolumen (BARSCH et al., 2000). Das Volumen der genutzten Stechzylinder betrug 100 cm³.
- Substanzvolumen (SV, [Vol.-%]) – Wert für den Anteil der Festsubstanz am Gesamtvolumen der Probe, es ist abhängig von: Trockenrohddichte der Probe (d_t [g·cm⁻³]), Massenanteil der organischen Substanz (w_h [%]) und deren Dichte (d_{sh}=1,40 g·cm⁻³), Massenanteil des Glührückstandes (w_R [%]) und dessen Dichte (d_{swr}=2,56 g·cm⁻³), es wurde nach DIN 19683 berechnet (s. Gl. 2):

$$SV = \frac{d_t}{d_{sh}} * w_h + \frac{d_t}{d_{swR}} * w_R \quad [\text{Vol.-%}] \quad (\text{Gl. 2})$$

- Bodenfeuchte [Vol.-%] – Differenz zwischen Gewicht des Stechzylinders mit frischem Probeninhalt und Gewicht des Stechzylinders mit getrocknetem Probeninhalt
- Kohlenstoffvorrat (C-Vorrat) [tC·ha⁻¹] – Berechnung des mittleren C-Vorrates mittels der Parameter Gehalt an organischem Kohlenstoff, Rohdichte und Torfmächtigkeit. Die mittlere Torfmächtigkeit wurde als gewichtetes, arithmetisches Mittel berechnet. Als Gewichte wurden die relativen Klassenhäufigkeiten der zuvor in unterschiedliche Torfmächtigkeitsklassen eingeordneten Werte der Mächtigkeitssondierungen (Geländearbeiten) genutzt. Dadurch kann gewährleistet werden, dass die unterschiedliche Häufung der im Gelände vorgefundenen Torfmächtigkeiten berücksichtigt wird. Für den Kohlenstoffgehalt und die Rohdichte wurden deren jeweilige Mediane herangezogen. Grundlage der Berechnung des C-Vorrates ist die Berechnung des Bodenvolumens [m³] aus der Torfmächtigkeit bezogen auf einen Hektar. Nach Multiplikation dieses Wertes mit der Rohdichte ergibt sich die Masse des Bodens pro Hektar in [t·ha⁻¹]. Durch die Multiplikation mit dem Kohlenstoffgehalt, kann der C-Vorrat berechnet werden (ROWELL 1997). Es gilt:

$$1\% \text{ Corg} = 0,01 \text{ t Corg pro } 100 \text{ g Boden} \quad (\text{Gl. 3})$$

Wasseranalytik

- pH-Wert (TU) – elektrometrische Messung mit gekoppelter Glas-Kalomel-Elektrode bei gleichzeitiger Angabe der Messtemperatur
- Stoffkonzentrationen anorganischer Kat- und Anionen [mg·l⁻¹] (TU) – Ermittlung der Konzentrationen von Chlorid (Cl⁻), Nitrit (NO₂⁻), Nitrat (NO₃⁻), Sulfat (SO₄²⁻) Phosphat (PO₄³⁻), Natrium (Na⁺), Ammonium (NH₄⁺), Kalium (K⁺), Magnesium (Mg²⁺) und Kalzium (Ca²⁺) durch Ionenchromatographie mit dem Gerät Ion Chromatograph DX-120 der Firma DIONEX
- Spektrale Absorptionskoeffizienten bei 254 und 436 nm [E·m⁻¹] (SAK254, SAK436) (TZW Dresden) – photometrische Bestimmung der bei 0,45 µm filtrierten Proben mit dem UV-Mini 1240 der Firma Shimadzu
- DOC [mg·l⁻¹] (TZW Dresden) – Bestimmung über die vollständige Oxidation zu CO₂ der ebenfalls bei 0,45 µm filtrierten Proben mit dem TOC-Analyzer 5000-5050 und dem Autosampler ASI 5000 der Firma Shimadzu

- Fraktionierung (TZW Dresden) – gelchromatische Fraktionierung des gesamten gelösten organischen Kohlenstoffes (TOC = Total Organic Carbon) der bei 0,45 µm filtrierten Proben mit dem LC-OCD-Verfahren (Liquid Chromatography - Organic Carbon Detection). Dieses Verfahren unterscheidet die 6 Fraktionen (Substanzklassen): Huminstoffe I, Huminstoffe II, Building Blocks, Niedermolekulare Säuren, Amphiphile & Neutrale Substanzen, Polysaccharide. Ein weiteres Ergebnis ist ein Chromatogramm, in dem die einzelnen Fraktionen mit ihren entsprechenden Elutionszeiten dargestellt sind (s. Abb. 8).

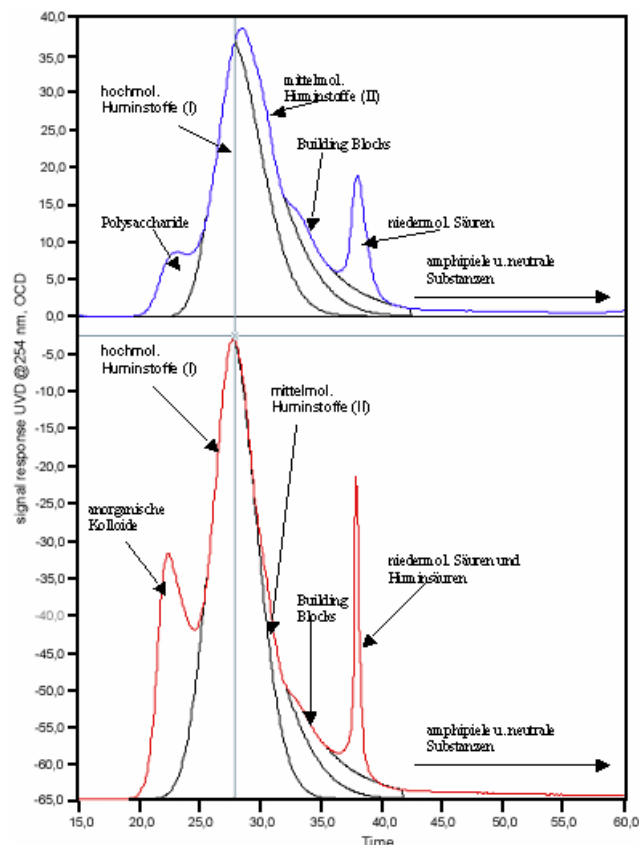


Abb. 8: Chromatogramme der Gelchromatographie (oben: OC-Detektion, unten: UV-Detektion), (Quelle: TZW Dresden)

4.5 Statistische Methoden zur Datenauswertung

Die Aufbereitung und Verarbeitung des Datenmaterials erfolgte mit MS Excel 2000 und Statistica für Windows (V6.0).

Problematisch für die Anwendung gängiger statistischer Methoden waren die geringen Stichprobenumfänge (n) der Wassermessungen in den Testflächen, die n=6 nicht überschritten. Unter Berücksichtigung dieses Umstandes wurden geeignete Test- und Auswerteverfahren für die Datenverarbeitung gewählt.

Die Datenbeschreibung wurde mit Hilfe deskriptiver Statistik vorgenommen. In einem ersten Schritt wurden Lage- und Streuungsmaße dargestellt. Zur Beschreibung der Zentraltendenz wurden Median und Mittelwert berechnet. Da der Median im Gegensatz zum arithmetischen Mittel als robust gilt, ist er insbesondere bei geringen Stichprobenumfängen und dem Vorliegen von Extremwerten oder Ausreißern angebracht (SACHS 2004). Als Streuungsmaß wurde für die größeren Stichprobenumfänge der Bodenparameter die Standardabweichung (s) genutzt. Für die kleinen Stichproben der Wasserparameter wurde als Streuungsmaß die Mittlere Absolute Abweichung vom Median (MAD) gewählt, da sie bei Verdacht auf Extremwerte als robustes Streuungsmaß gilt und in diesem Fall der Standardabweichung überlegen ist (SACHS 2004). Die Standardabweichung wurde zum Vergleich trotzdem mit angegeben.

Die Prüfung auf Normalverteilung des Datenmaterials erfolgte mit dem χ^2 - und dem Kolmogoroff-Smirnoff- Anpassungstest. Da das Datenmaterial jedoch nicht normalverteilt war, mussten für die weitere Auswertung verteilungsfreie Verfahren herangezogen werden.

Um Unterschiede zwischen den Messdaten der Testflächenauslässe abzusichern, wurde der Zweistichproben – Mediantest nach Wilcoxon, Mann und Whitney (U-Test) genutzt. Er ist das verteilungsunabhängige Gegenstück zum parametrischen t-Test und gilt als eines der schärfsten nichtparametrischen Prüfverfahren. Der U-Test ist ein Rangsummentest, bei dem die Prüfgröße U berechnet wird. Die Nullhypothese (Mediangleichheit) wird verworfen, wenn die Prüfgröße kleiner oder gleich dem Wert der Prüfstatistik ist. Der Test ist auch bei kleinen Stichprobenumfängen nutzbar und bei gleichgroßen Stichprobenumfängen auch robust gegenüber Streuungsunterschieden (SACHS 2004).

Für den Vergleich der Standorte innerhalb der Testflächen wurde der Mehrstichproben – Mediantest nach Kruskal & Wallis (H-Test) herangezogen, der als eine Verallgemeinerung des U-Tests angesehen werden kann (SACHS 2004).

Für Korrelationsanalysen zur Erfassung von Zusammenhängen zwischen verschiedenen Parametern wurde der Spearmansche Rang-Korrelationskoeffizient gewählt. Da die Quadrierung des Rang-Korrelationskoeffizienten für die Bestimmung der erklärten Varianz nicht möglich ist, muss ein verteilungsfreier Mutungsbereich zur Abschätzung der erklärten Varianz wie folgt berechnet werden (SCHÖNWIESE 2000):

- Zunächst wird der Pearsonsche Korrelationskoeffizient berechnet, der anschließend durch die Fisher-Transformation (\hat{z} -Transformation) „normalisiert“ wird (vgl. Gl. 4):

$$\hat{r} = \arctan hr = \frac{1}{2} \ln \cdot [(1 + r) \cdot (1-r)^{-1}] \quad [\text{Gl. 4}]$$

Die Grenzen des Mutungsbereiches werden in Abhängigkeit der Schranken der Standardnormalverteilung (z_α) entsprechend des gewählten Signifikanzniveaus wie folgt berechnet (s. Gl. 5):

$$M_{\hat{r}} = \hat{r} \pm z_\alpha / \sqrt{n-3} \quad [\text{Gl. 5}]$$

- Die sich ergebenden Grenzen r_1 und r_2 des Mutungsintervalls müssen anschließend detransformiert werden (s. Gl. 6), woraus sich der verteilungsfreie Mutungsbereich ergibt.

$$r = \tanh \hat{r} = (e^{\hat{r}} - e^{-\hat{r}}) / (e^{\hat{r}} + e^{-\hat{r}}) \quad [\text{Gl. 6}]$$

- Durch Quadratur der Intervallgrenzen und Multiplikation mit 100% ist die Abschätzung der erklärten Varianz möglich. Die verteilungsfreie Signifikanzprüfung der Korrelation ist mit Gl. 7 möglich.

$$\hat{z} = \hat{r} \sqrt{n-3} \quad [\text{Gl. 7}]$$

Das Signifikanzniveau wurde generell (Testverfahren, Korrelationsrechnung) mit $\alpha=0,05$ festgelegt, was insbesondere ein sinnvolles Maß für kleine Stichprobenumfänge darstellt (SACHS 2004).

5 Ergebnisse

5.1 Eingriffstyp I „Grabenpflege“ – Testfläche Weiße Mulde

5.1.1 Kurzcharakteristik des Einzugsgebietes der Talsperre Muldenberg und Lage der Testfläche im Einzugsgebiet

Das EG der TS Muldenberg liegt ca. 15 km südlich von Falkenstein und ca. 10 km nordwestlich von Klingenthal (Sachsen) und umfasst 18,4 km². Die beiden Hauptzuläufe der Talsperre sind die Weiße und Rote Mulde, die den Stausee vereint als Zwickauer Mulde verlassen.

Aus naturräumlicher Sicht befindet es sich im Westerzgebirge an dessen Grenze zum Vogtland, die durch die tektonisch bedingte Schöneckstufe markiert wird (MANNSFELD & RICHTER 1995). Das von Fichtenforsten dominierte EG liegt in Höhen von 710-800 mNN.

Klimatisch ist das EG im langjährigen Mittel (1960-2003) durch eine Jahresmitteltemperatur von 6°C und Jahresniederschlagssumme von 1170mm gekennzeichnet (SCHULZE 2005). Damit liegen die Werte in dem für die Oberen Lagen des Westerzgebirges typischen Bereich (BERNHARDT et al., 1986).

Aus geologischer Sicht wird das EG aus Phylliten und Quarziten aufgebaut. Den größten Anteil besitzen die Phyllite. Nur zwischen Roter und Weißer Mulde ist keilartig der hellere Quarzit ausgebildet (GSK (Geologische Spezialkarte) Nr. 5540 & 5640). Die geologischen Bedingungen und die insgesamt flach nach Norden abgedachte Erzgebirgsscholle bedingen das flachwellige Hochflächenrelief des Einzugsgebietes.

Die Böden sind in Abhängigkeit vom substratbildenden Gestein entwickelt. Dominant sind Braunerden vertreten, die über den Phylliten gebildet wurden und nur in Kuppenlagen durch Braunpodsole abgelöst werden. Im Bereich des Quarzites sind ausschließlich Braunpodsole entwickelt. Organische Bildungen (Moorböden) nehmen 22% der EG-Fläche ein und sind an flachgeneigte Quellmulden, Talungen der Talsperrenzuflüsse sowie flache Hänge gebunden (s. Tab. 21). Sie sind als Anmoorstagnogleye, Moorstagnogleye und Hochmoore ausgebildet (FSK 1981).

Tab. 21: Teileinzugsgebiete der TWTS Muldenberg und der prozentuale Anteil der Moorböden an der Teileinzugsgebietsfläche

Teileinzugsgebiet	Größe [ha]	Moorfläche [ha]	Flächenanteil [%] der Moore an der Teileinzugsgebietsfläche
Saubach	514,5	30,3	6
Hämmerlingsbach	45,0	3,0	7
Weißer Mulde	408,5	106,4	27
Rote Mulde	600,1	204,9	35
Sperre Muldenberg	270,0	60,0	22
Gesamt	1838	404,6	22

Die Testfläche befindet sich im TEG der Weißen Mulde im Bereich des Mittellaufes (s. Anlage 6). Sie liegt am rechten Talhang im Oberhangbereich zwischen 765-771 mNN.

5.1.2 Kennzeichnung von aktuellem Zustand und Stoffaustrag der Testfläche Weiße Mulde

Die TF ist ca. 1,5 ha groß, südlich exponiert und besitzt eine durchschnittliche Hangneigung von 3,3°.

Die Gräben der TF wurden in den Jahren 2001 und 2002 bis in den mineralischen Untergrund geräumt, um die dort stockenden Fichtenbestände zu erhalten.

Der auf die TF fallende mittlere Jahresniederschlag von 1172mm, fällt zu 55% im Sommerhalbjahr. Vom Gesamtniederschlag kommen 650mm pro Jahr zur Verdunstung und 475mm zum Abfluss. Mit 435mm (92%) hat die Abflusskomponente des Grundwasserabflusses den höchsten Anteil am Gesamtabfluss (SCHULZE 2005). Da die Testfläche im Süden durch einen Forstweg (Neuer Weg) sowie einem Graben, der auch im Osten der Testfläche verläuft, begrenzt wird, kann davon ausgegangen werden, dass der laterale Hangwasserzustrom aus benachbarten Flächen in die Testfläche unterbunden ist.

Die Erhebung des Zustandes der Testfläche führte zu den im Folgenden aufgeführten Ergebnissen (s. Anlage 7):

Die **Bodenuntersuchungen** ergaben Torfmächtigkeiten von 15-95cm, wobei die Standorte mit Mächtigkeiten von 30-50cm in der Fläche dominierten. Ein für die TF repräsentatives Torfprofil ist in der folgenden Abb. dargestellt.

[cm]		Horizonte	Zersetzung	Eigenschaften (Mediane der Horizontparameter)	
0		Ha	hHm	H8-H10	pH 3,4, OBS 81%, SV 5
70		Uls	Sd		pH 3,4

Abb. 9: Repräsentatives Torfprofil der Testfläche „WM“ (s. Anlage 16)

Die intensive und lang anhaltende Entwässerung der nur wenige dm mächtigen Torfe verursachte eine Homogenisierung des Torfprofils. Die Torfe sind einheitlich von schwarzbrauner Farbe. Auf Grund ihrer sehr starken Zersetzung mit Zersetzungsgraden von H9-H10 (Skala der Zersetzungsgrade nach v. Post, vgl. AG BODEN 1996, S. 129) sind sie von amorpher, vermullter Struktur. Somit wird der Torfhorizont in der Testfläche einheitlich durch einen „Vermulmungshorizont“ (hHm) aufgebaut.

Entsprechend hoch ist demzufolge auch das Substanzvolumen, das im Mittel 14% beträgt und damit der Stufe SV5 (=„sehr hoch“, vgl. AG BODEN 1996, S. 128) entspricht (s. Anlage 17).

Die Bodenfeuchte war stark witterungsabhängig. Die feuchte Witterung zu den Geländearbeiten 2002 verursachte stark feuchte (feu4) bis nasse (feu5) (vgl. AG BODEN 1996, S. 114) Verhältnisse. Im Gegensatz dazu bedingte der trockene und heiße Sommer 2003 eine starke Austrocknung der Torfe über das gesamte Profil, so dass trockene (feu1) bis schwach feuchte (feu2) (vgl. AG BODEN 1996, S. 114) Bedingungen vorherrschten.

Der die Torfe unterlagernde mineralische Horizont ist als wasserstauender Sd- bzw. Srd-Horizont ausgebildet. Er wird von schluffig, tonigen Lehmen und tonigen Schluffen aufgebaut.

Die Torfböden der TF können demnach im Bereich der Torfmächtigkeiten unter 30cm als Moorstagnogley (SGo), bei Mächtigkeiten darüber als Mulm-(Norm-) Hochmoor (HHn) angesprochen werden (vgl. AG BODEN 1996, S. 202 & 225). Die stofflich-chemische Kennzeichnung der Torfe ergab, dass sie trotz der Entwässerung nach wie vor charakteristische Eigenschaften von Hochmoortorfen mit geringem pH-Wert, hohen OBS-Gehalten und geringer Trophie besitzen (s. Tab. 22, s. Anlage 16).

Tab. 22: Zusammenfassung chemischer Kennwerte der Torfe in der Testfläche

	Median	Spanne
pH-Wert	3,3 (n=22)	2,8-4,5
Corg [%]	42,1 (n=20)	30,8-53,7
OBS [%]	80,7 (n=22)	41,8-92,9
Norg [%]	1,1 (n=22)	0,6-1,5
C/N	37 (n=22)	20-64
Nc	2,7 (n=20)	1,6-3,9
P [%]	0,7 (n=23)	0,3-1,2

Einen Tiefengradienten innerhalb der Torfe zeigen nur die OBS und der Nc-Wert. Die OBS-Gehalte wachsen mit steigender Bodentiefe an und zeigen an der Torfbasis im Übergangsbereich zum mineralischen Untergrund wieder verringerte Werte. Die Nc-Werte der Torfproben liegen zu 70% im Bereich sehr arm und arm, so dass die Torfe als oligotroph bezeichnet werden können. Ca. 25% der Proben weisen Werte >3,0 auf und sind deshalb als mesotroph zu betrachten (vgl. Tab. 20).

Insgesamt wird die TF von stark sauren, oligotrophen Volltorfen dominiert (vgl. Tab. 18, 19). Die **Vegetationsaufnahmen** zeigten, dass auf Grund der intensiven forstlichen Nutzung sowie der starken Entwässerung der Fläche die Vegetation von Arten saurer und feuchter Standorte dominiert wird, aber kaum typische Arten saurer Moorstandorte vertreten sind.

Die Baumschicht wird in der ersten und zweiten Baumschicht sowie in der Naturverjüngung von der Fichte (*Picea abies* L.) dominiert. In der zweiten Baumschicht und in der Naturverjüngung ist des Weiteren die Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.) vertreten. Die Feldschicht wird hauptsächlich von der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus* L.), dem Wolligen Reitgras (*Calamagrostis villosa* Gmel.) und der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa* Trin.) gebildet. Untergeordnet treten in kleinen, feuchten Geländemulden Seggen-Arten auf, die an diesen Standorten jedoch einen großen Deckungsgrad aufweisen. Die Moosschicht wird durch Torfmoose (*Sphagnum* spec.), das gewöhnliche Frauenhaarmoos (*Polytrichum commune* Hedw.) und das Punktieren Wurzelsternmoos (*Rhizomnium punctatum* Kop.) dominiert.

Die **Grabenkartierung** ergab für die TF ein Gewässernetz von 800m, wovon 80% auf Entwässerungsgräben entfallen, die eine Dichte von $0,4 \text{ km} \cdot \text{ha}^{-1}$ aufweisen. Das Grabennetz der TF einschließlich der Fließrichtungen des Wassers ist in Anlage 7 dargestellt.

Das Abflussverhalten der TF ist als ausgeglichen zu betrachten, was auf die Entwässerung zurückzuführen ist (EDOM 2001). Niederschlagswasser, was nicht in der Bodenmatrix zurückgehalten wird, kommt in den geräumten Gräben ungehindert zum Abfluss.

Die Retention von Niederschlagswasser in der Bodenmatrix der TF wird als gering eingeschätzt, auf Grund der vergleichsweise geringen Torfmächtigkeiten, der genannten Torfeigenschaften sowie durch die geräumten Gräben und den vergleichsweise hohen Anteil der Verdunstung.

Die Untersuchungen zu Stoffkonzentrationen und **Stoffaustrag** ergaben für die DOC-Konzentrationen der TF zu den 5 Messterminen folgendes Bild (s. Abb. 10 & Anlage 18).

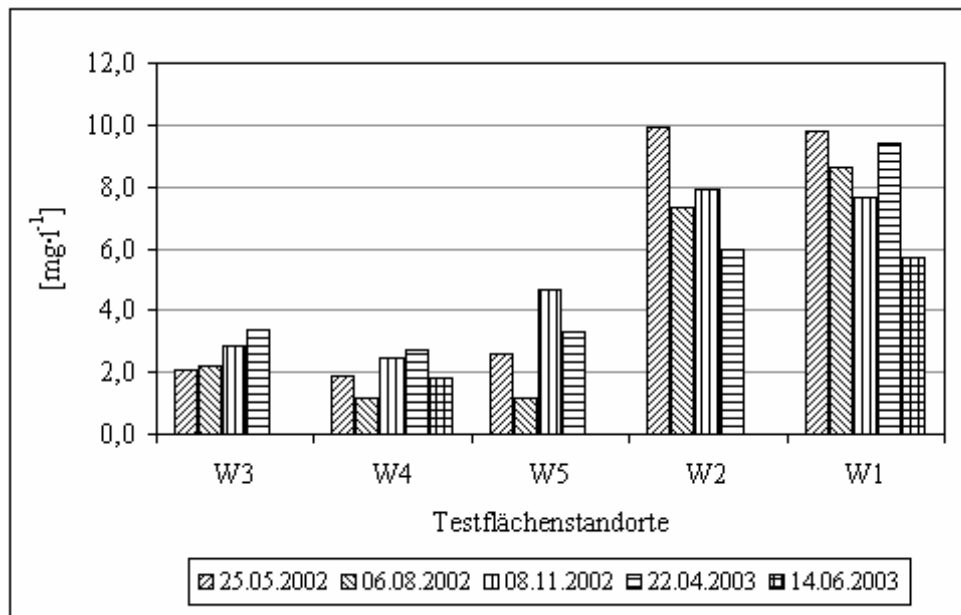


Abb. 10: DOC-Konzentrationen der Testflächenstandorte zu den Terminen der Wasserbeprobung in den Jahren 2002 und 2003

Klar ersichtlich ist die Zunahme der DOC-Konzentration von den Standorten „vor der Testfläche“ (W3 & W4) zu den Standorten „in der Testfläche“ (W5 & W2) hin zum Testflächenauslass (W1), der insgesamt die höchsten DOC-Konzentrationen aufwies.

Die DOC-Konzentrationen der Standorte W3 und W4 schwankten zwischen 1,8-2,9 mg·l⁻¹ und waren am höchsten zum Messtermin im April 2003, kurz nach der Schneeschmelze in der TF. Die geringste Konzentration wurde jeweils im Mai 2002 (W3) und im August 2002 (W4) gemessen. Für W3, wie auch für die Standorte W5 und W2 konnte kein Juniwert ermittelt werden, da auf Grund der warm, trockenen Witterung diese Standorte ausgetrocknet waren.

Im Vergleich zu den Standorten W3 und W4, zeigt der Standort W5 DOC-Konzentrationen zwischen 1,2-4,7 mg·l⁻¹ die zu W2 und W1 noch einmal auf 5,7-9,9 mg·l⁻¹ ansteigen.

Da zu allen Beprobungsterminen geringe Abflüsse zwischen $0,2-0,8 \text{ l s}^{-1}$ bestimmt wurden, ergab sich für die TF folgender DOC-Austrag, der in $[\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}]$ berechnet und auf die Fläche von 1,5 ha bezogen wurde (s. Tab 23):

Tab. 23: DOC-Austrag am Testflächenauslass W1 zu den 5 Beprobungsterminen

Termin	Q [l s^{-1}]	DOC [mg l^{-1}]	Austrag [$\text{kg ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]
25.05.2002	0,2	9,8	0,11
06.08.2002	0,1	8,6	0,05
08.11.2002	0,5	7,7	0,22
22.04.2002	0,8	9,4	0,41
14.06.2003	0,1	5,7	0,03

Ein weiterer chemischer Gewässerparameter ist der pH-Wert, der für alle Testflächenwässer zwischen 4,1-4,9 lag.

Die Wertespanne und der Median weiterer Stoffkonzentrationen ist für die Kategorien „vor der Testfläche“ (W3 & W4), „in der Testfläche“ (W5, W2) und den „Testflächenauslass“ (W1) in Tab. 24 dargestellt.

Tab. 24: Stoffkonzentrationen in den Testflächenwässern

Stoffkonzentration		W3.&W4 (n=9)	W2.&W5 (n=8)	W1 (n=5)
NH_4^+ [mg l^{-1}]	Spanne	0,02-0,07	0,02-0,06	0,02-0,05
	Median	0,03	0,03	0,04
NO_2^- [mg l^{-1}]	Spanne	0,001-0,003	0,001-0,006	0,001-0,007
	Median	0,002	0,004	0,004
NO_3^- [mg l^{-1}]	Spanne	1,7-5,3	0,2-3,1	0,7-3,0
	Median	3,6	1,2	0,9
SO_4^{2-} [mg l^{-1}]	Spanne	11,1-28,7	21,1-30,6	23,3-25,5
	Median	27,1	26,3	25,3
PO_4^{3-} [mg l^{-1}]	Spanne	0,05-2,40	0,02-0,18	0,04-0,12
	Median	0,10	0,10	0,10

Wie aus der Tab. ersichtlich wird, sind die NH_4^+ -, NO_2^- - und PO_4^{3-} -Konzentrationen sehr gering. Der Vergleich zwischen den Testflächenstandorten zeigt, dass die NH_4^+ -, NO_2^- - und PO_4^{3-} -Konzentrationen aller Standorte ähnlich sind. Für den NO_3^- -N und den SO_4^{2-} -S ist eine leichte Abnahme der Konzentrationen in der TF zum Testflächenauslass zu verzeichnen.

Auf Grund der zum Teil sehr geringen Konzentrationen und geringen Abflüsse entstanden nennenswerte Austräge nur für den SO_4^{2-} -S (s. Tab 25).

Tab. 25: SO_4^{2-} -Austrag am Testflächenauslass W1 zu den 5 Beprobungsterminen

Termin	Q [$\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$]	SO_4^{2-} [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	Austrag [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$]
25.05.2002	0,2	23,3	0,3
06.08.2002	0,1	25,3	0,1
08.11.2002	0,5	25,5	0,7
22.04.2002	0,8	24,6	1,1
14.06.2003	0,1	25,3	0,1

5.2 Eingriffstyp II „Natürliche Grabenverlandung“ – Testflächen Carlsfeld und Salzflüßchen

5.2.1 Kurzcharakteristik des Einzugsgebietes der Talsperre Carlsfeld und Lage der Testfläche im Einzugsgebiet

Die TS Carlsfeld ist ca. 7 km südlich von Eibenstock in den Kammlagen des Westerzgebirges gelegen. Sie ist die höchst gelegene Talsperre Deutschlands. Ihr Hauptzulauf ist die Wilzsch. Das EG umfasst rund $5,5 \text{ km}^2$, befindet sich in einer Höhenlage zwischen 905-950 mNN und erstreckt sich im Süden über die Landesgrenze zur Tschechischen Republik hinaus.

Klimatisch wirkt sich die Höhenlage entsprechend auf das EG aus, mit einem langjährigen (1960-2003) mittleren Jahresniederschlag von 1380mm und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 5°C (SCHULZE 2005). Ein weiteres Kennzeichen sind die langen Winter mit einer Schneeakkumulation von Dezember bis Ende März (MANNSFELD & RICHTER 1995).

Das EG wird monoton durch den Eibenstocker Turmalingranit aufgebaut, dessen Verwitterung zu überwiegend schwach geneigten, wenig gegliederten Flachformen und lang gestreckten Hängen führt, wie es typisch für die Kammlagen ist (KRÜGER & NEUMEISTER 2001, MANNSFELD & RICHTER 1995).

Die geologischen und klimatischen Gegebenheiten führen zur Dominanz von Podsolen und Braunpodsolen als terrestrische Bodenbildungen (FSK 1981). Neben diesen besitzen die organischen Bodenbildungen einen hohen Flächenanteil von 47%. Die Torfböden sind nach der Bodensystematik der KA4 (AG BODEN 1996) vorwiegend als Hochmoore und Moorstagnogleye ausgebildet.

Das bedeutendste Hochmoor im EG ist der „Große Kranichsee“, der durch seine Lage auf dem Erzgebirgskamm als Wasserscheidenmoor ausgebildet ist und auf deutscher Seite über die Wilzsch in das Mulde – System entwässert. Ein weiterer großer Moorkomplex ist die „Große Säure“ (Wilzschmoor), die zu ca. 50% im EG liegt und das Quellgebiet der Wilzsch

darstellt. Insgesamt ist das EG Bestandteil des FFH-Gebietes „Erzgebirgskamm am Großen Kranichsee“.

Die Vegetation wird vor allem durch die Fichte bestimmt, die im EG forstlich angelegt wurde, aber in diesen Lagen auch ihren natürlichen Verbreitungsschwerpunkt besitzt (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN 1998). Eine Besonderheit bildet die Moorkiefern-Krummholzvegetation des „Großen Kranichsees“ (SIEBER & LEISTNER 1967).

Die Testfläche befindet sich im TEG des Zulaufes Ost an dessen Oberlauf in einer Höhe von 920-925 mNN (s. Anlage 8).

5.2.1.1 Kennzeichnung von aktuellem Zustand und Stoffaustrag der Testfläche Carlsfeld

Die TF befindet sich kurz unterhalb der Quelle des Zulaufs Ost und ist durch ein flaches Hochflächenrelief gekennzeichnet. Sie ist 2,5 ha groß und westlich exponiert bei einer mittleren Hangneigung von 2,3°.

Die Gräben in der TF werden seit ca. 15-20 Jahren nicht mehr beräumt und unterliegen der natürlichen Verlandung (mündl. Mitteilung Revierförster).

Hinsichtlich der hydrologischen Komponenten Niederschlag, Abfluss und Verdunstung wirkt sich die Höhenlage von >900 mNN deutlich aus. Im langjährigen Mittel (1960-2003) fallen 1380mm. Bei einer gleichzeitig geringen Jahresmitteltemperatur von 5°C führt dies zu einer geringeren Verdunstung von 620mm (45% des Niederschlages) und damit zu einem höheren jährlichen Gesamtabfluss von 691mm im Vergleich zur TF „WM“. Den höchsten Anteil am Gesamtabfluss hat auch hier die Abflusskomponente des Grundwasserabflusses mit 639mm (92%) (SCHULZE 2005).

Im Zuge der Verlandung des, die TF im Südwesten und Südosten begrenzenden Grabens, wird dieser Teil der TF neben der Niederschlagsspeisung durch zulaufendes Hangwasser geogen beeinflusst. Die nordwestliche und nordöstliche Begrenzung wird von einem im mineralischen Untergrund fließenden Bach gebildet, der die TF gegenüber dem Wasserzustrom oberhalb liegender Flächen abschirmt. Das nordwestliche Areal der TF ist durch insgesamt geringere Torfmächtigkeiten geprägt, so dass in diesem Teil eine deutlich stärkere Vernässung der Fläche stattfindet.

Die Untersuchungen zur Erhebung des Zustandes der TF führten zu folgenden Ergebnissen (s. Anlage 9):

Bei den **Bodenuntersuchungen** wurden in erster Linie die mächtigen Torfe im südlichen Teilareal erfasst, wo Torfmächtigkeiten zwischen 86cm im Randbereich der Torfe und bis zu

4m im Zentrum der Fläche aufgenommen wurden. Ein für die Testfläche repräsentatives Profil ist in der folgenden Abb. dargestellt.

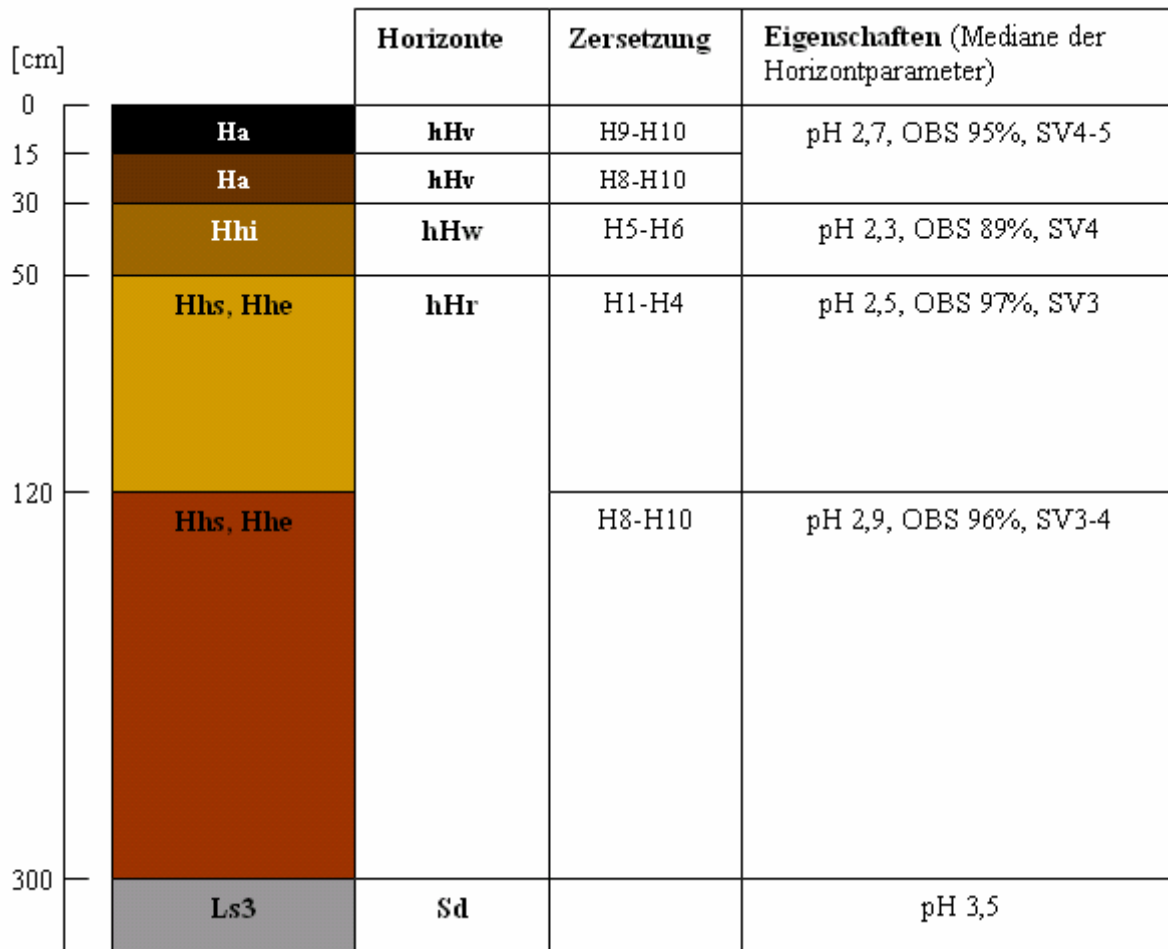


Abb. 11: Repräsentatives Torfprofil der Testfläche „CF“ (s. Anlage 16)

Die große Torfmächtigkeit und die Prozesse der natürlichen Grabenverlandung bedingen den guten Erhaltungszustand der Torfe in diesem Teil der TF.

Innerhalb des Profils sind nur die Torfe der obersten 30 bis 50cm stark zersetzt und von amorpher Struktur, so dass sie als vererdet angesehen werden müssen. Entsprechend hoch ist das SV, das im Mittel bei 12% liegt und damit der Stufe SV 4-5 entspricht (vgl. Abb. 3 & AG BODEN 1996, S.128). Die Bodenfeuchte schwankt in diesem Vererdungshorizont in Abhängigkeit von der Witterung von schwach feuchten (feu 2) bis zu stark feuchten (feu 4) Verhältnissen (vgl. AG BODEN 1996, S. 114). Auf den Vererdungshorizont folgt ein hHw-Horizont, dessen Torfe deutlich heller gefärbt sind und mit Zersetzungsgraden von H5-H6 auch wesentlich geringer zersetzt sind. Relativ hoch ist in diesem Horizont noch das SV mit durchschnittlich 8% (SV4, vgl. AG BODEN 1996, S 128). Die Bodenfeuchte liegt konstant im feuchten Bereich (feu 3, vgl. AG BODEN 1996, S. 114) Der sich anschließende hHr-

Horizont wird in seinen oberen 70cm von den am hellsten gefärbten und am geringsten zersetzten (H1-H4) Torfen eingenommen. Sie sind gleichzeitig durch das geringste Substanzvolumen mit rund 7% (SV3, vgl. AG BODEN 1996, S. 128) gekennzeichnet. Ab einer Profiltiefe von im Mittel 120cm schließen sich wieder deutlich dunkler gefärbte und stärker zersetzte (H8-H10, vgl. AG Boden 1996, S. 129) Torfe an. Dementsprechend steigt auch das Substanzvolumen wieder auf die Stufen SV4-5 (vgl. AG BODEN 1996, S. 128) an. Die Bodenfeuchte wächst innerhalb des hHr-Horizontes von stark feuchten (feu 4) zu nassen (feu 5) (vgl. AG BODEN 1996, S. 114) Verhältnissen an.

Der mineralische Untergrund ist als wasserstauender Sd-Horizont ausgebildet. Insgesamt kann bei der beschriebenen Profilstratigraphie davon ausgegangen werden, dass die ockerbraun gefärbten Torfe dem jüngeren Hochmoortorf und die darunter befindlichen dunkelbraun gefärbten Torfe dem älteren Hochmoortorf angehören. Die zunehmende Bodenfeuchte ab einer Profiltiefe von 50 cm spricht für den Wideranstieg des Moorwasserspiegels durch die Verlandung der Gräben.

Im nördlichen Teilareal sind die Torfe mit bis zu 1,50m deutlich geringer mächtig. Das Moorprofil ist homogen von dunkelbraun gefärbten, mittel bis sehr stark zersetzten Torfen (H5-H10) aufgebaut, die insbesondere in den oberen 20-30cm vererdet sind. Zum Zeitpunkt der Untersuchung waren die Torfe durch stark feuchte (feu 4) (vgl. AG Boden 1996, S. 114) Verhältnisse gekennzeichnet.

Die Torfböden der TF können als Erd-(Norm-) Hochmoor (HHn) angesprochen werden (vgl. AG BODEN 1996, S. 225). Die chemischen Eigenschaften der Torfe sind als absolut typisch für Hochmoortorfe einzustufen (s. Tab. 26 & Anlage 16).

Tab. 26: Zusammenfassung chemischer Kennwerte der Torfe in der Testfläche

	Median	Spanne
pH-Wert	2,5 (n=26)	2,2-3,3
Corg [%]	48,5 (n=19)	42,2-56,7
OBS [%]	97,4 (n=26)	88,8-99,1
Norg [%]	1,1 (n=26)	0,6-1,4
C/N	47 (n=19)	38-60
Nc	2,1 (n=19)	1,7-2,6
P [%]	0,3 (n=26)	0,2-0,6

Einen deutlichen Tiefengradienten innerhalb des Profils zeigen OBS- und Norg-Gehalt, der jedoch gegenläufig ist. Während der OBS-Gehalt steigt, sinkt der des Norg ab. Das hat zur

Folge, dass bei konstanten Kohlenstoffgehalten das C/N-Verhältnis mit der Tiefe ansteigt und der Nc-Wert absinkt. 95% aller Torfproben sind als „sehr arm“ zu betrachten (vgl. Tab. 20). Insgesamt wird die TF „CF“ von oligotrophen Sauer – Reintorfen aufgebaut (vgl. Tab. 18, 19).

Die **Vegetationskartierung** erbrachte, dass die TF in der Baumschicht durch die Fichte (*Picea abies* L.) dominiert wird, die im nördlicheren Testflächenbereich teils deutliche Nässeschäden aufweist. Die Strauchschicht ist kaum ausgebildet und wird ebenfalls hauptsächlich durch die Fichte aufgebaut, zu der sich vereinzelt die Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.) gesellt. In der Feldschicht sind beide Baumarten als Naturverjüngung vertreten, wobei abermals die Fichte die höheren Deckungsgrade besitzt. Die dominanten Arten der Krautschicht sind die Heidel- (*Vaccinium myrtillus* L.) und Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea* L.). Nur vereinzelt treten neben den Vertretern der Heidekrautgewächse Gräser wie Wolliges Reitgras (*Calamagrostis villosa* Gmel.) (1 Standort am Rand der TF) oder Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa* Trin.) auf. Im nordwestlichen (flachgründigeren) Teil der TF sind die Gräser, insbesondere das Pfeifengras (*Molinia caerulea* L.) stärker vertreten. In der Moosschicht treten neben den Torfmoosen (*Sphagnum* spec.) das Dreilappige Peitschenmoos (*Bazzania trilobata* L.) und das Gewöhnliche Bürstenmoos (*Dicranum scoparium* Hedw.) häufig auf.

Die **Grabenkartierung** ergab eine Länge des Gesamtgewässersystems der TF von 1300m, wovon 80% (1040m) auf die Gräben entfallen. Die restlichen ca. 250m entfallen auf den Gewässerverlauf des Bachs von Ost. Das sich gleichmäßig ausbreitende Grabennetz besitzt eine mittlere Dichte von $0,47 \text{ km} \cdot \text{ha}^{-1}$. Maximal steigt die Grabendichte bis auf $0,8 \text{ km} \cdot \text{ha}^{-1}$ an. Auf der gesamten TF sind die verlandenden Gräben unterschiedlich tief. Teilweise haben sich Kaskaden gebildet. Ein Teil der Gräben führt nur episodisch Wasser oder der Wasserfluss ist nicht sichtbar. Beide Phänomene lassen auf die verminderte Funktionstüchtigkeit der Gräben schließen und führen zu einem verstärkten Rückhalt des Wassers in den mächtigen Torfen der südöstlichen Teilfläche.

Auf Grund der geringer mächtigen Torfe in der nordwestlichen Teilfläche unterliegt diese einer stärkeren Vernässung. Was im Gelände unter anderem durch schlenkenartige, nasse Kuhlen sowie umgestürzte Fichten angezeigt wird. Die flacheren Torfe sind schneller wassergesättigt, was zu stärker ereignisbezogenen Abflüssen führt.

Die Ergebnisse der Grabenkartierung in der TF „CF“ sind in Anlage 9 dargestellt, einschließlich der Fließwege sowie der hydrologischen und damit auch stoffhaushaltlichen Verbindung beider Teilflächen.

Die Untersuchungen zu Stoffkonzentrationen und **Stoffaustrag** erbrachten für die TF folgende Ergebnisse:

Die DOC-Konzentrationen zu den 5 Messterminen für die Testflächenstandorte sind in der folgenden Abb. dargestellt (s. Anlage 19).

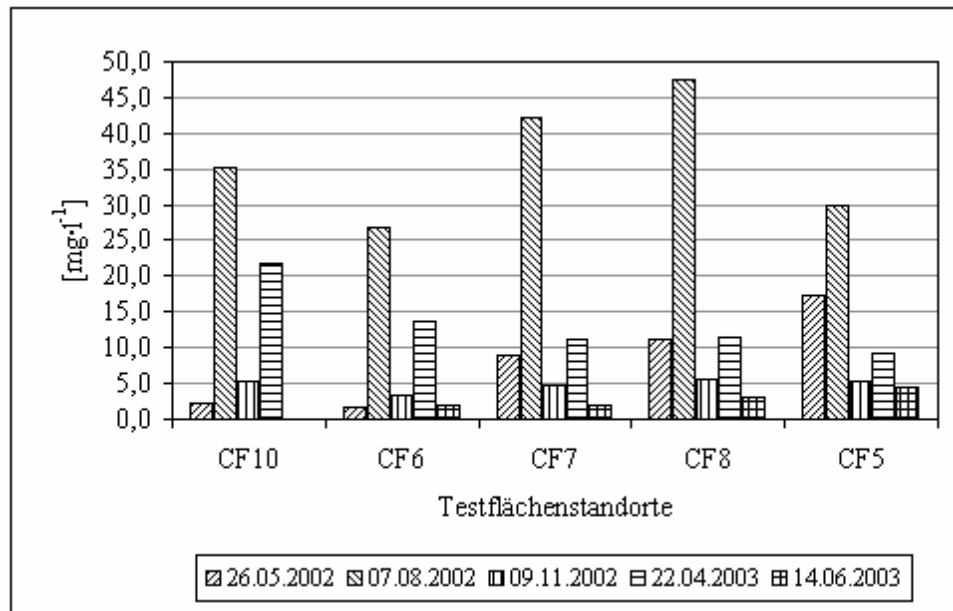


Abb. 12: DOC-Konzentrationen der Testflächenstandorte zu den Terminen der Wasserbeprobung in den Jahren 2002 und 2003

Es zeigt sich, dass an allen Standorten ähnliche Konzentrationen gemessen wurden. Es fällt auf, dass vom Standort CF7, der die mächtigen Torfe repräsentiert, zu allen Messterminen die DOC-Konzentrationen zum Testflächenauslass (CF8) noch einmal leicht anstiegen. Im Vergleich aller Standorte wurden am Testflächenauslass (CF8), der beide Testflächenteile repräsentiert, die höchsten DOC-Werte von 3,0-47,4 mg·l⁻¹ gemessen. Hohe Konzentrationen zwischen 2,3-35,3 mg·l⁻¹ wurden ebenfalls am Standort CF10 vor der TF gemessen, was jedoch den Einfluss benachbarter, vor allem oberhalb liegender Flächen widerspiegelt. Diese werden gleichfalls von Torfstandorten eingenommen. Die zu den Messzeitpunkten ebenfalls stark schwankenden DOC-Konzentrationen weisen darauf hin, dass auch diese Flächen ereignisbezogen reagieren. Zum Beprobungstermin im Juni 2003 war der Standort ausgetrocknet, was auf das Versiegen des Abflusses der oberhalb liegenden Flächen hinweist. Demgegenüber steht der Standort CF6, der sich ebenfalls außerhalb, im die TF östlich umlaufenden Graben befindet. Auf Grund seiner Lage in einem bis in den Mineralischen

Untergrund geräumten Graben sowie durch den Einfluss benachbarter, mineralisch geprägter Flächen weißt er die insgesamt geringsten DOC-Werte ($1,8\text{--}26,8\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) auf.

Im Vergleich zur TF wurden am TEG-Auslass (CF5) etwas niedrigere Konzentrationen zwischen $5,3\text{--}30,0\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ gemessen. Das Verhalten der TF zu den einzelnen Messterminen ist auch am TEG-Auslass noch nachzuvollziehen. Für alle Standorte wurden die höchsten Konzentrationen im August 2002 und die niedrigsten Werte im Juni 2003 gemessen.

Der Abfluss war stark von der Witterung abhängig und nahm innerhalb der TF ebenfalls von Standort CF7 zum Testflächenauslass CF8 zu und lag dort zwischen $2\text{--}13\text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$. Dementsprechend führte das zu geringen bis hohen DOC-Austrägen aus der TF (s. Tab. 27).

Tab. 27: DOC-Austrag am Testflächenauslass CF8 zu den 5 Beprobungsterminen

Termin	Q [$\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$]	DOC [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	Austrag [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$]
26.05.2002	2,0	11,3	0,8
07.08.2002	13,0	47,4	20,5
09.11.2002	4,0	5,6	0,8
22.04.2002	7,0	11,5	2,8
14.06.2003	4,0	3,0	0,4

Im Weiteren sind die Testflächenwässer einheitlich durch ihre geringen pH-Werte von 3,6–4,8 gekennzeichnet.

Die Kennwerte weiterer Stoffkonzentrationen sind für die Kategorien „vor der Testfläche“ (CF10 & CF6), „in der Testfläche“ (CF7) und den „Testflächenauslass“ (CF8) in Tab. 28 dargestellt.

Die geringsten Konzentrationen zeigen der $\text{NH}_4^+\text{-N}$ und der $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ mit Werten zum Teil deutlich unter $1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Innerhalb der Testfläche gibt es keine gerichtete Veränderung der Konzentrationen. Für den $\text{NH}_4^+\text{-N}$ wurden an allen Testflächenstandorten außer zu den Messterminen im August 2002 und April 2003 sehr geringe Konzentrationen von unter $0,1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ gemessen. Für den $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ wurden an CF8 die höchsten Konzentrationen von 0,08–0,26 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ermittelt. Deutlich höhere Konzentrationen zeigten der $\text{NO}_3^-\text{-N}$ und der $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$, für die innerhalb der TF eine leichte Abnahme der Konzentrationen zu verzeichnen war.

Tab. 28: Stoffkonzentrationen in den Testflächenwässern

Stoffkonzentration		CF10&CF6 (n=9)	CF7 (n=5)	CF8 (n=5)
NH ₄ ⁺ [mg·l ⁻¹]	Spanne	0,02-0,79	0,02-0,67	0,03-0,56
	Median	0,06	0,06	0,06
NO ₃ ⁻ [mg·l ⁻¹]	Spanne	0,4-3,1	0,3-3,0	0,4-2,7
	Median	2,55	3,0	2,2
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	Spanne	4,3-20,0	5,4-20,0	5,4-18,6
	Median	14,7	16,3	14,6
PO ₄ ³⁻ [mg·l ⁻¹]	Spanne	0,04-0,23	0,09-0,16	0,08-0,26
	Median	0,09	0,10	0,10

Bedingt durch die genannten Konzentrationsverhältnisse und entsprechend der Abflüsse entstanden nennenswerte Austräge für den NO₃⁻-N und der SO₄²⁻-S (s. Tab. 29).

Tab. 29: SO₄²⁻-und NO₃⁻-Austrag am Testflächenauslass CF8 zu den 5 Beprobungsterminen

Termin	Q [l·s ⁻¹]	Konzentration [mg·l ⁻¹]		Austrag [kg·ha ⁻¹ ·d ⁻¹]	
		SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
26.05.2002	2,0	14,6	1,4	1,0	0,1
07.08.2002	13,0	5,4	0,4	2,4	0,2
09.11.2002	4,0	16,6	2,6	2,3	0,4
22.04.2002	7,0	13,1	2,2	3,2	0,5
14.06.2003	4,0	18,6	2,7	2,6	0,4

5.2.2 Kurzcharakteristik des Einzugsgebietes der Talsperre Rauschenbach und Lage der Testfläche im Einzugsgebiet

Das EG der TS Rauschenbach befindet sich im Osterzgebirge südlich der Ortschaften Cämmerswalde, Rechenberg – Bienenmühle und Holzhau im Grenzraum zur Tschechischen Republik. Die Hauptzuläufe der TS sind der Rauschenbach und die aus Tschechien kommende Flöha. Mit Höhenlagen von 625-800 mNN gehört das EG überwiegend den Oberen Lagen an und nur die Mündungsbereiche der Talsperrenzuflüsse gehören mit 625 bis 680 mNN zu den Mittleren Lagen.

Eine nähere Charakterisierung soll im Folgenden das EG des Rauschenbaches erfahren, da sich in ihm die TF Salzflüßchen befindet.

Der Rauschenbach markiert südlich der Ortschaften Rechenberg-Bienenmühle und Holzhau die sächsisch-tschechische Grenze. Er entspringt in ca. 785 mNN auf tschechischem Gebiet

und mündet bei Deutschgeorgenthal in die Flöha, welche wenige Kilometer unterhalb in die Talsperre Rauschenbach fließt. Sein EG besitzt insgesamt eine Größe von 7,3 km².

Trotz des subkontinentalen Einflusses im Osterzgebirge werden im Rauschenbachgebiet langjährige (1971-2003) mittlere Jahresniederschläge von 1200mm erreicht. Die langjährige Jahresmitteltemperatur beträgt 6,3°C (SCHULZE 2005).

Der geologische Untergrund des EG wird von Gneisen dominiert, die nur im östlichen Teil des EG vom Flajer Granit und dem Granitporphyr von Dippoldiswalde – Frauenstein abgelöst werden (PIETZSCH 1963). Das Relief des EG gliedert sich in das flachwellige Hochflächenrelief des Osterzgebirges ein.

Die Bodendecke hat sich entsprechend der geschilderten Rahmenbedingungen entwickelt. Es dominieren die Braunerden, die sich je nach Ausgangsgestein Gneis, Granit oder Granitporphyr in ihrer Ausbildungsform unterscheiden (FSK 1979). Organische Bodenbildungen in Form von Anmoorstagnogleyen, Moorstagnogleyen und Hochmooren bildeten sich nur im Verbreitungsgebiet von Granit und Granitporphyr. Insgesamt nehmen die Moorböden 67ha an der EG-Fläche ein, was einem prozentualen Anteil von 9% entspricht (s. Tab 30).

Tab. 30: Teileinzugsgebiete des EG Rauschenbach und prozentualer Anteil der Moorböden an der Teileinzugsgebietsfläche

Teileinzugsgebiet	Größe [ha]	Moorfläche [ha]	Flächenanteil [%] der Moore an der Teileinzugsgebietsfläche
Nitzschkeweg	20,9	–	–
Weißer Fluss	148,2	–	–
Zweiweg	64,9	–	–
Salzflüsschen	76,7	20,0	26,1
Grenzweg	3,9	1,5	38,5
Pfützenbächel	26,6	0,6	2,3
Bystry Potok	24,1	2,0	8,3
Lesni Potok	196,3	26,4	13,4
Ucelnice Ost	13,6	2,3	16,9
Ucelnice	69,3	14,2	20,5
Za Kostelem	21,7	–	–
Horní Ves	62,0	–	–
Gesamt	728,2	67,0	9,2

Die Vegetation des Rauschenbacheinzugsgebietes wird von Fichtenreinkulturen dominiert.

Die Testfläche „SF“ befindet sich im TEG Salzflüsschen, einem Zulauf am Oberlauf des Rauschenbaches in einer Höhenlage von 705-715 mNN (s. Anlagen 10 & 11).

5.2.2.1 Kennzeichnung des aktuellen Zustandes der Testfläche Salzflüßchen

Die TF befindet sich linksseitig des Salzflüßchens in dessen Mündungsbereich in den Rauschenbach. Sie liegt zwischen 705-715 mNN, ist 3ha groß und bei einer mittleren Hangneigung von 3,8° südlich exponiert.

Die Gräben in der TF werden seit ca. 20-30 Jahren nicht mehr beräumt und unterliegen der natürlichen Verlandung (mündl. Mitt. Hr. Müller, Revierförster).

Trotz der Lage im Osterzgebirge beträgt die langjährige Niederschlagssumme (1971-2003) 1191mm. Davon verdunsten 563mm und 575mm gelangen zum Abfluss. Wie in den beiden vorher vorgestellten Testflächen hat auch in dieser wieder die Abflusskomponente des Grundwasserabflusses mit 526mm den größten Anteil an der Gesamtabflusssumme (SCHULZE 2005).

Da die TF im Nordwesten und Nordosten von Gräben begrenzt ist, wird das Hangwasser der oberhalb liegenden Flächen in diesen Gräben aufgefangen und am Moorkörper vorbei geleitet.

Die Erhebung des **Zustandes** der TF führte zu den im Folgenden aufgeführten Ergebnissen (s. Anlage 12):

Die in der TF durchgeführten **Bodenuntersuchungen** ergaben eine hangabwärts gerichtete Zunahme der Torfmächtigkeiten. Deren Ursache darin besteht, dass die TF als Teil eines Gehängehochmoores anzusehen ist. Die größten Mächtigkeiten wurden im Zentrum der Hochmoorkalotte mit 3,5m ermittelt. Hangaufwärts nahmen die Torfmächtigkeiten auf <1m ab.

Bei Torfmächtigkeiten $\leq 1\text{m}$ konnte das Torfprofil stratigraphisch nicht differenziert werden. Die Entwässerung hat wie in der TF „WM“ zu einer Homogenisierung geführt, die sich in einheitlich sehr stark zersetzten, (H9 & H10, vgl. AG Boden 1996, S. 129), vererdeten und vermulmten amorphen Torfen äußert. Dementsprechend sind sie stark verdichtet und besitzen sehr hohe Substanzvolumina von im Mittel 13% (SV5, vgl. AG Boden 1996, S. 128).

Ab Torfmächtigkeiten von $\geq 1\text{m}$ ist die Stratigraphie des Profils erhalten, die im Kernmoorbereich besonders gut ausgeprägt ist, wenn auch die Spuren der Entwässerung im Profil deutlich sichtbar sind. Ein für diesen Bereich der Testfläche repräsentatives Torfprofil ist in Abb. 13 dargestellt.

[cm]		Horizonte	Zersetzung	Eigenschaften (Mediane der Horizontparameter)
0	Ha	hHv/ hHm	H9-H10	pH 2,8, OBS 84 %, SV5
20	Ha	hHa	H9-H10	
50	Ha	hHw	H9-H10	
60	Hha, Hhsa, Hhe		H3-H8	
90	Hhsa	hHr	H1-H2	pH 3,3, OBS 94 %, SV4
180	Hhe		H1-H2	
190	Hhsa		H5-H6	
200	Hhsa		H7-H8	
260	Hur & Hup		H7-H8	
300	Fmt	Fr		pH 3,4, OBS 16 %
350	Slu	Sd		pH 3,5

Abb. 13: Repräsentatives Torfprofil der Testfläche „SF“ (s. Anlage 16)

In Abhängigkeit von der gesamten Profilmächtigkeit sind die obersten 20-70cm stark von der vormaligen Entwässerung verändert. Das äußert sich in den schwarz bis dunkelbraun gefärbten amorphen Torfen, die Zersetzungsgrade von H9-H10 und Substanzvolumina >12% (vgl. AG BODEN 1996, S. 128f.) aufweisen. Horizontgenetisch sind diese Torfe als Vererdungs- (hHv) und/ oder Mulmhorizont (hHm) ausgebildet, die vereinzelt mit einem Torfschrumpfungshorizont (hHt) gekoppelt sind. Darauf folgt meist ein Horizont mit Absonderungsgefüge (hHa). Die Bodenfeuchteverhältnisse schwankten stark in Abhängigkeit von der Witterung und reichten von trockenen (feu 1) bis zu feuchten (feu 4) Verhältnissen (vgl. AG BODEN 1996, S. 114).

Darauf folgt ein 30-70cm mächtiger hHw-Horizont, der im Schwankungsbereich des Moorwasserspiegels liegt. Dessen oberen 15-30cm können ebenfalls von amorphen Torfen

eingegenommen werden, wie sie für die darüber liegenden Horizonte beschrieben wurden. Überwiegend ist dieser Horizont jedoch von braun gefärbten, gering bis stark zersetzten (H3-H8, vgl. AG BODEN 1996, S. 129) Torfen aufgebaut. Sie sind ebenfalls durch Substanzvolumina von >12% gekennzeichnet (vgl. AG BODEN 1996, S. 128). Die Bodenfeuchte schwankte zwischen feuchten (feu3) und stark feuchten (feu4) Bedingungen (vgl. AG BODEN 1996, S. 114).

Unterhalb folgt ein hHr-Horizont, der die größte Mächtigkeit erreicht und in Abhängigkeit von der gesamten Profiltiefe zwischen 60 und 275cm umfasst und das Torfprofil nach unten hin abschließt. Die obere Hälfte des Horizontes wird von hell gefärbten, gering zersetzten (H1-H4, vgl. AG BODEN 1996, S. 129) Torfen (Jüngerer Hochmoortorf) gebildet. Darunter schließen sich braune bis dunkelbraune, mäßig bis stark zersetzte (H3-H8, vgl. AG BODEN 1996, S. 129) Torfe (Älterer Hochmoortorf) an. Sie sind durch hohe Substanzvolumina von 9-11% (SV4, vgl. AG BODEN 1996, S. 128) gekennzeichnet. Die Bodenfeuchte lag konstant im Bereich stark feuchter (feu4, vgl. AG BODEN 1996, S. 114) Bedingungen. Die untersten Torflagen dieses Horizontes werden von Radizellen- und Schilftorfen (Hur, Hup) eingenommen, die zu den Riedtorfen und damit zu den Niedermoor- und Übergangsmoortorfen gehören (AG BODEN 1996). Sie deuten darauf hin, dass die Moorbildung der TF ihren Ursprung in einer Waldversumpfung hatte (FRENZEL 1930). Für diese Genese spricht ebenfalls der nur im Moorkernbereich unterhalb der Torfe ausgebildete Muddehorizont (Fr), dessen Tonmudde sich am Grunde eines sauerstoffarmen und nährstoffreichen Kleingewässers gebildet haben könnte (AG BODEN 1996).

Der mineralische Untergrund unterhalb der Torfe bzw. der Mudde ist als Sd-Horizont anzusprechen und wird durch schluffig, lehmige Sande gebildet.

Die Torfböden der TF können als Erd- bzw. Mulm-(Norm-) Hochmoor (HHn) angesprochen werden (vgl. AG BODEN 1996, S. 225). Die chemischen Eigenschaften der Torfe sind auch auf dieser TF als typisch für Hochmoortorfe einzustufen (s. Tab. 31 & Anlage 16). Die Torfproben wurden ausschließlich aus dem Bereich der Hochmoortorfe entnommen.

Tab. 31: Zusammenfassung chemischer Kennwerte der Torfe in der Testfläche

	Median	Spanne
pH-Wert	2,9 (n=59)	2,3-4,1
Corg [%]	47,5 (n=59)	15,3-66,5
OBS [%]	90,1 (n=48)	30,8-98,6
Norg [%]	1,4 (n=59)	0,7-1,8
C/N	33 (n=59)	23-58
Nc	3,0 (n=59)	1,5-4,3
P [%]	0,7 (n=59)	0,3-1,7

In der TF sind für die chemischen Torfparameter deutliche Tiefengradienten ausgebildet. Mit steigender Profiltiefe zeigen die Parameter pH-Wert, Norg-Gehalt und Nc-Wert sinkende Werte und die Parameter Corg-, OBS-Gehalt und C/N-Verhältnis steigende Werte.

50% aller Torfproben zeigen Nc-Werte von $<3,0$ und 50% zeigen Werte von $\geq 3,0$, so dass sie als oligotrophe und mesotrophe Torfe angesprochen werden können (vgl. Tab. 20).

Insgesamt wird die TF „SF“ von oligotrophen Sauer-Rein- und Volltorfen aufgebaut (vgl. Tab. 18, 19).

Die **Vegetationsaufnahmen** erbrachten, dass auch diese TF in der ersten und zweiten Baumschicht von der Fichte (*Picea abies* L.) bestimmt wird, die entsprechend stark in der Naturverjüngung mit zum Teil großen Flächenanteilen vertreten ist. In der Strauchschicht sind außerdem die Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.) und selten die Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh.) ausgebildet. Dominierende Arten der Krautschicht sind die Himbeere (*Rubus ideaus* L.), der Waldsauerklee (*Oxalis acetosella* L.), die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus* L.), das Harzlabkraut (*Galium hircynicum* Weig.), das Fuchskreuzkraut (*Senecio fuchsii* Willd.), die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa* Trin.) und das Wollige Reitgras (*Calamagrostis villosa* Gmel.).

Auffallend für die TF ist, dass die Moosschicht außerhalb der Gräben nur spärlich durch Torfmoose (*Sphagnum spec.*) und das Gemeine Frauenhaar (*Polytrichum commune* (Hedw.)) ausgebildet ist. Die Feldschicht ist vor allem von Arten aufgebaut, die saure und vergleichsweise feuchte Standortbedingungen vertragen. Sie sind jedoch nicht typisch für Hochmoore. Nur die Sumpfkatzdistel (*Cirsium palustre* L.) deutet in der Feldschicht auf die Moorböden hin.

Die deutlich feuchteren Standorte der Gräben und Grabenränder werden im Wesentlichen von Moosen und seltener von Gräsern eingenommen (s. Tab. 32). Die besonders feuchten Standorte innerhalb der Gräben werden von den beiden Torfmoosarten *Sphagnum fallax* (Klinggr.) und *Sphagnum riparium* (Ångstr.) eingenommen, während die anderen

Torfmoosarten die etwas trockeneren Grabenstandorte bevorzugen. Der einzige Torfbildner ist *Sphagnum fallax* (Klinggr.).

Tab. 32: Moos- und Grasarten der Gräben und Grabenränder (Quelle: NATURPARK „ERZGEBIRGE/ VOGTLAND“ 2003)

Abteilung	Arten
Bryophyta	<i>Calypogeia muelleriana</i>
	<i>Sphagnum fallax</i> (Klinggr.)
	<i>Sphagnum fimbriatum</i> (Wils.)
	<i>Sphagnum girgensohnii</i> (Russ.)
	<i>Sphagnum riparium</i> (Ångstr.)
	<i>Sphagnum russowii</i> (Warnst.)
	<i>Polytrichum formosum</i> (Hedw.)
	<i>Polytrichum commune</i> (Hedw.)
	<i>Mnium hornum</i> (Hedw.)
	<i>Plagiothecium curvifolium</i> (Schlieph. ex Limpr.)
	<i>Plagiothecium denticulatum</i> (Hedw.)
Spermatophyta	<i>Carex spec.</i>
	<i>Deschampsia flexuosa</i> (Trin.)
	<i>Calamagrostis villosa</i> (Gmel.)

Die **Grabenkartierung** ergab ein mehr oder weniger dichtes Netz von Entwässerungsgräben, das in der TF angelegt worden war (s. Anlage 12). Insgesamt besitzt das Gesamtgewässersystem eine Länge von 2900m. Die Dichte der Gräben schwankt im Mittel zwischen 0,8-1,0 km·ha⁻¹. Die höhere Grabendichte befindet sich im Kernbereich der TF mit den größten Torfmächtigkeiten, so dass hier aus historischer Sicht die intensivste Entwässerung statt gefunden hat. Die, die TF begrenzenden, größeren Gräben besitzen stellenweise das Erscheinungsbild und die Funktion von Bächen. Das sie größere Wassermengen transportieren, besitzen sie einen mäandrierenden Verlauf im mineralischen Untergrund. Die Gräben innerhalb der TF sind verlandet und zeigten keinen sichtbaren Wasserfluss. Der Moorkernbereich mit Torfmächtigkeiten bis 3,5m ist durch einen Bach (ehemaliger, tiefer Graben) vom nordöstlich befindlichen Testflächenbereich mit Torfmächtigkeiten bis 2m hydrologisch abgekoppelt.

5.3 Eingriffstyp III „Ökotechnischer Grabenverbau“ – Testfläche Löffelsbach

5.3.1 Kurzcharakteristik des Einzugsgebietes des Löffelsbaches und Lage der Testfläche im Einzugsgebiet

Das Klein-EG des Löffelsbaches ist nördlich der TS Muldenberg gelegen und ca. 1 km² groß. Es gehört mit Höhenlagen zwischen 683 mNN im Mündungsbereich an der Zwickauer Mulde und 780 mNN im Quellgebiet zum Übergangsbereich von den Mittleren zu den Oberen Lagen.

Klimatisch unterscheidet es sich nicht vom benachbarten Muldenberger EG. Im langjährigen Durchschnitt (1960-2003) liegen die Jahresmitteltemperatur bei 6°C und die Jahresniederschlagssumme bei 1170mm (SCHULZE 2005). Ebenfalls vergleichbar zu Muldenberg wird das Ausgangsgestein durch Phyllite gebildet.

Morphologisch ist das EG durch lang gestreckte, wenig gegliederte Hänge charakterisiert.

Die Bodendecke wird vor allem von organischen Bodenbildungen eingenommen, die als Anmoor- und Moorstagnogleye ausgebildet sind. Mächtigere Torfbildungen am Unterlauf des Löffelsbaches wurden abgetorft, wovon heute drei Torfstiche zeugen. Die mineralischen Böden sind als Braunerden und Braunpodsole ausgebildet (FSK 1981).

Das EG wird forstwirtschaftlich genutzt und gehört dem FFH-Gebiet „Oberes Zwickauer Muldetal“ an.

Die Testfläche befindet sich im Torfstich III, in Höhenlagen zwischen 715-730 mNN (vgl. ZINKE & ULLMANN 2000).

5.3.2 Kennzeichnung von aktuellem Zustand und Stoffaustrag der Testfläche Löffelsbach

Die TF ist 1,5ha groß und östlich exponiert. Im Jahr 2001 wurde durch den Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“ ein Teil der Gräben durch Spundwände mit integriertem Überlauf verschlossen, so dass das anfallende Hang- und Niederschlagswasser in die Fläche zurück gestaut wird. Zusätzlich wird die Fläche durch einen eingeleiteten Bach überrieselt.

Die Erhebung des Zustandes der TF führte zu den im Folgenden aufgeführten Ergebnissen (s. Anlage 13):

Nach der FSK (1981) wird die TF als Sonderstandort „ausgetorfte Moor“ (So.v) ausgewiesen, deren Moorkörper in der Vergangenheit entwässert und bis auf wenige Dezimeter Resttorf abgebaut wurde.

Wie die eigenen Bodenuntersuchungen ergaben, sind im Bereich der TF Torfe mit Mächtigkeiten von 10-120cm erhalten. Torfmächtigkeiten von ≥ 90 cm wurden nur in den

nicht von der Austorfung betroffenen Randbereichen ermittelt. Sie setzen sich mit einer Geländeschwelle deutlich vom eigentlichen Torfstich ab. Ein für die TF repräsentatives Torfprofil zeigt die folgende Abb.

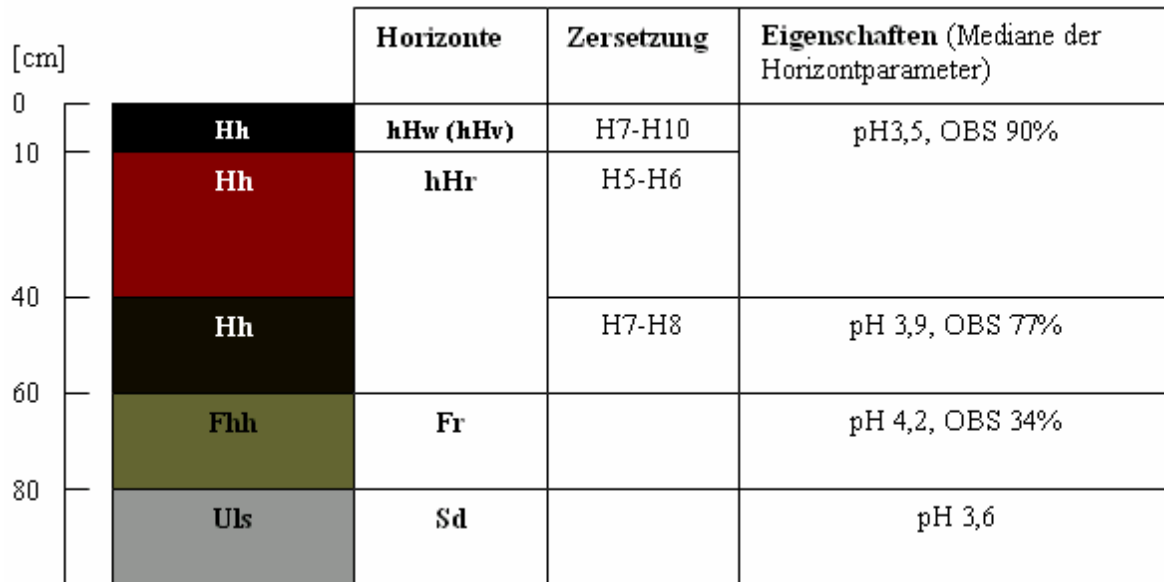


Abb. 14: Repräsentatives Torfprofil der Testfläche „LB“ (s. Anlage 16)

Die gesamten im Profil vorherrschenden hohen bis sehr hohen Zersetzungsgrade (H5-H10) sind ein deutliches Indiz, dass es sich bei den untersuchten Torfen um Resttorfe aus dem Torfabbau handelt. Außerdem unterlagen sie der Entwässerung und der damit verbundenen Belüftung. Trotz der vergleichsweise geringen Torfmächtigkeit konnte das Profil noch in verschiedene Horizonte aufgliedert werden.

Der oberste Horizont wurde als hHw-Horizont angesprochen, der im Schwankungsbereich des rückgestauten Moorwasserspiegels liegt. Er wird von schwarzbraunen, stark und sehr stark zersetzten (H7-H10, vgl. AG Boden 1996, S. 129) Torfen eingenommen, die teils vererdet sind und ein amorphes Erscheinungsbild besitzen. Daran schließt sich der hHr-Horizont an, in dem die Torfe unter ständigem Luftabschluss konserviert werden. Die oberen bis zu 30cm dieses Horizontes werden durch dunkelbraune, mäßig zersetzte (H5-H6, vgl. AG Boden 1996, S. 129) Torfe aufgebaut, in denen Pflanzenreste noch zu erkennen sind. Darunter befinden sich die meist 20cm mächtigen schwarzbraunen, stark zersetzten (H7-H8, vgl. AG Boden 1996, S. 129) Torfe der Moorbasis.

Insgesamt waren die Torfe durch nasse und sehr nasse (feu5, feu6 vgl. AG Boden 1996, S. 114) Bodenfeuchteverhältnisse charakterisiert, so dass die Gewinnung von Stechzylinderproben nicht möglich war, da die Fließgrenze überschritten wurde.

Unterlagert werden die Torfe durch einen Fr-Horizont, der durch eine Torfmudde (Fhh) gebildet wird. Die Mudde lässt die Schlussfolgerung zu, dass der Moorkörper aus der Verlandung eines flachen Kleingewässers hervor ging. Der mineralische Untergrund wird von sandig, lehmigen und tonigen Schluffen gebildet, die als Sd-Horizont angesprochen wurden. Die Torfböden der TF können als Erd-(Norm-) Hochmoor (HHn) angesprochen werden (vgl. AG Boden 1996, S. 225). Die Bestimmung der chemischen Eigenschaften der Torfe ergaben auch für diese TF typische Werte für Hochmoortorfe (s. Tab. 33 & Anlage 16).

Tab. 33: Zusammenfassung chemischer Kennwerte der Torfe in der Testfläche

	Median	Spanne
pH-Wert	3,8 (n=8)	3,2-4,9
Corg [%]	45,4 (n=8)	21,1-54,0
OBS [%]	85,2 (n=8)	34,0-92,0
Norg [%]	1,4 (n=8)	0,8-1,7
C/N	31 (n=8)	27-39
Nc	3,3 (n=8)	2,6-3,7
P [%]	0,7 (n=8)	0,6-2,0

Eindeutige Tiefengradienten sind nur für den pH-Wert sowie für den Corg- und OBS-Gehalt ausgebildet. Während ersterer mit steigender Profiltiefe steigt, sinken die beiden anderen Parameter in gleicher Richtung ab.

Die Nc-Werte dieser Torfe liegen zu gleichen Anteilen unter und über 3,0, so dass die Torfe als oligotroph bis mesotroph aufzufassen sind (vgl. Tab. 20).

Insgesamt wird die TF „LB“ von oligo- & mesotrophen Sauer-Volltorfen aufgebaut (vgl. Tab. 18, 19).

Die Wiedervernässungsmaßnahmen und die damit verbundenen nassen, zum Teil mesotrophen Standortbedingungen spiegeln sich deutlich in der **Vegetationsausprägung** der TF wider. Diese wird von Gräsern dominiert, da die Baumschicht kaum entwickelt ist.

Die im Vernässungsbereich verbliebenen Fichten (*Picea abies* L.) zeigen deutliche Nässeschäden (Nadelvergilbung). Demgegenüber ist die nassetolerantere Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh.) besser wüchsig. Auf den trockeneren Standorten kurz unterhalb des Feuerlöschteiches sind neben dem nur dort vorkommenden Europäischen Siebenstern (*Trientalis europaea* L.) auch Heidekraut (*Calluna vulgaris* Hull.) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus* L.) vertreten. Die feuchteren Standorte werden vor allem durch das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum* L.), die Graue Segge (*Carex canescens* L.), das

Pfeifengras (*Molinia caerulea* Moench.) und das Wollige Reitgras (*Calamagrostis villosa* Gmel.) sowie von Vertretern der Binsen und weiteren Seggenarten besiedelt.

Die **Grabenkartierung** hat die noch vorhandenen Entwässerungsgräben im Umfeld der TF sowie die Grabenverbaue, die Fläche des zurück gestauten Wassers einschließlich der TF erfasst (s. Anlage 13).

Der Wasserhaushalt der TF ist damit vom Niederschlag und der Menge an zuströmendem Hangwasser abhängig. Bei feuchter Witterung stieg der Moorwasserspiegel an, so dass bei gleichzeitig geringerer Verdunstung hohe Abflüsse in Folge der Wassersättigung der TF entstehen können. Im Gegensatz sinkt bei trocken-warmer Witterung der Pegel des Moorwasserspiegels ab, so dass bei vergleichsweise hoher Gebietsverdunstung nur geringe oder keine Abflüsse auftreten.

Diese Beobachtungen können durch die Auswertung der, vom Naturpark „Erzgebirge/Vogtland“ durchgeführten und zur Verfügung gestellten, Wasserstandsmessungen unterlegt werden. Für die Auswertung lagen Messungen im Zeitraum vom 21.04.2001-28.07.2004 vor. Der Schwerpunkt der Messungen liegt im späten Frühjahr, Sommer und frühen Herbst. Für Spätherbst, Winter und zeitiges Frühjahr bestehen nur wenige Messwerte. Die für die TF interessierenden Pegel sind die Pegel Nr. 3-7 (Lage s. Anlage 13).

Einen ersten Eindruck über den mittleren Wasserstand in der TF gibt folgende Tab., ausführlichen Einblick geben die Anlagen 14 & 15.

Tab. 34: Median der Wasserstände an den einzelnen Pegeln in [cm GOF] in den Jahren 2001-2004 (GOF....Geländeoberfläche)

Pegel-Nr.	3	4	5	6	7
n	123	138	141	142	142
2001	-4,3	-1,5	-5,0	-2,8	-1,0
2002	14,0	4,0	-2,0	0,5	1,5
2003	-4,0	-10,5	-12,0	-17,5	-5,5
2004	12,0	2,0	-4,0	-8,5	1,0

Die Wasserstände im Jahr 2001 sind im Zusammenhang mit der Einrichtung der Grabenverbaue und dem Beginn der Überstauung der TF zu sehen. In den folgenden Jahren wird der Zusammenhang zu Witterung sehr gut deutlich. Die sehr feuchte Witterung 2002 führte außer an Pegel 5 zu Wasserständen oberhalb der Geländeoberfläche, was nicht nur anhand des dargestellten Medianes ersichtlich wird, sondern auch durch das untere Quartil (s. Anlage 14) bestätigt wird. Demgegenüber sanken die Wasserstände im Jahr 2003 durch die trockene Witterung einheitlich unter die Geländeoberfläche ab, was wiederum durch den

Median angezeigt und durch das 75%-Quartil (s. Anlage 14) bestätigt wird. Wie die Auswertung für das Jahr 2003 weiterhin ergab, führte die seit Ende Mai herrschende trockene Witterung erst im August und September zum stärksten Einbruch des Wasserstandes innerhalb des Jahres. Die insgesamt wieder feuchtere Witterung im Jahr 2004 führte, außer an den Pegeln 5 und 6, bis zum Juli wieder zu einem Anstieg der Wasserstände über die Geländeoberfläche. Was durch die Mediane sowohl als auch die Quartile belegt wird.

Je weiter die Pegel vom Grabenverbau entfernt sind (Pegel 5 & 6), überwiegen die Wasserstände unter der Geländeoberfläche (vgl. Median Tab. 34 & s. Anlagen 14, 15).

Neben dem Wasserstand in der Fläche ist auch der Betrag der Wasserstandsschwankung interessant. Aus naturschutzfachlicher Sicht sollte dieser so klein wie möglich sein, um die Akrotelmeigenschaften, so gut es geht, zu simulieren (vgl. Kap 2). Der Betrag der maximalen jährlichen Wasserstandsschwankung wurde für die Pegel aus dem jeweiligen Jahresminimum und –maximum berechnet und ist in Tab. 35 dargestellt.

Tab. 35: Betrag der maximalen Wasserstandsschwankung [cm] an den Pegeln in den Jahren 2001-2004

Pegel-Nr.	3	4	5	6	7
n	123	138	141	142	142
2001	48	59	22	27	15
2002	13	13	19	23	15
2003	41	34	37	21	13
2004	19	9	9	22	6

Es ist gut zu erkennen, dass zu Beginn der Vernässung im Jahr 2001 und im trockenen Jahr 2003 die Unterschiede zwischen minimalem und maximalem Wasserstand am größten waren. In den Jahren 2002 und 2004 waren die Schwankungsbeträge deutlich kleiner. Nur an Pegel 6 war die Wasserstandsschwankung in allen vier Jahren relativ konstant mit einer Differenz zwischen 21 und 27cm.

Auf Grund der hydrologischen Gegebenheiten und der Vegetationszusammensetzung muss die TF als ombro-soligenes Sauer-Zwischenmoor angesprochen werden (SUCCOW & JESCHKE 1986).

Die Untersuchungen zu Stoffkonzentrationen und **Stoffaustrag** ergaben für die TF eindeutig gerichtet Gradienten der Stoffkonzentrationen vom Testflächeneinlass zum Testflächenauslass.

Die DOC-Konzentrationen zu den 5 Messterminen stellen sich wie folgt dar (s. Abb. 15 & Anlage 20):

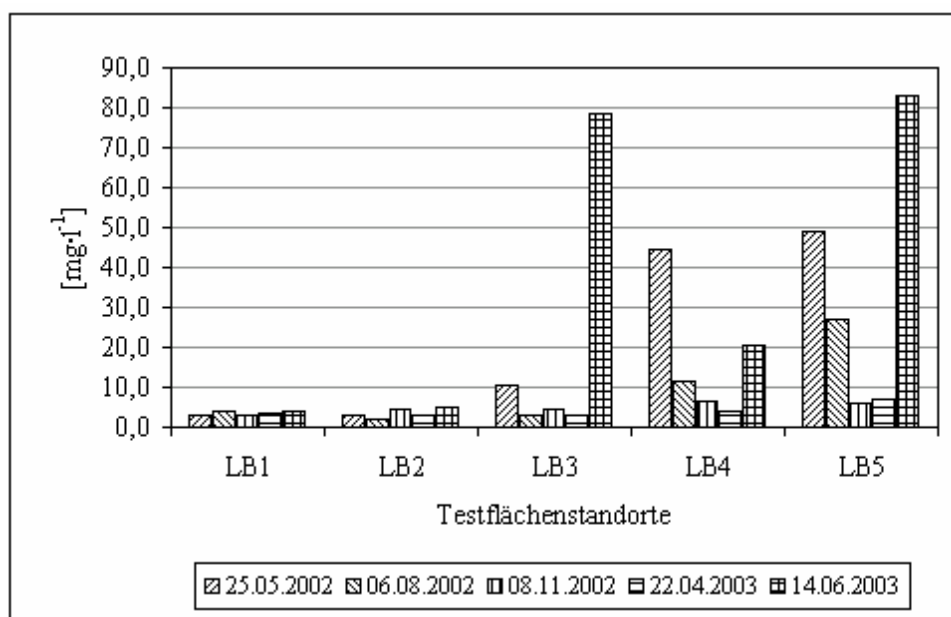


Abb. 15: DOC-Konzentrationen der Testflächenstandorte zu den Terminen der Wasserbeprobung in den Jahren 2002 und 2003

Klar ersichtlich ist die deutliche Zunahme der DOC-Konzentrationen vom Testflächeneinlass (LB1, LB2), in der Testfläche (LB3, LB4) hin zum Testflächenauslass (LB5). Insgesamt wurden an LB5 die höchsten DOC-Konzentrationen von 6,0-82,8 mg·l⁻¹ gemessen. Demgegenüber waren die DOC-Konzentrationen an LB1 und LB2 deutlich geringer mit Werten zwischen 2,2-5,2 mg·l⁻¹. Der Anstieg der Konzentrationen fand an LB3 statt, wo Werte zwischen 2,9-78,0 mg·l⁻¹ gemessen wurden. Die höchsten Werte wurden jeweils im Juni 2003 (LB1, LB2, LB3, LB5) und im Mai 2002 (LB4), die geringsten im November 2002 und April 2003 gemessen.

Die Abflüsse lagen in Abhängigkeit von der Witterung und damit vom Wasserstand in der TF zwischen 0,1-20 l s⁻¹ und führten damit zu folgendem DOC-Austrag (s. Tab. 36):

Tab. 36: DOC-Austrag am Testflächenauslass LB5 zu den 5 Beprobungsterminen

Termin	Q [l·s ⁻¹]	DOC [mg·l ⁻¹]	Austrag [kg·ha ⁻¹ ·d ⁻¹]
25.05.2002	1,0	49,2	2,8
06.08.2002	0,1	27,1	0,2
08.11.2002	20,0	6,0	7,0
22.04.2002	1,5	7,0	0,6
14.06.2003	0,2	82,8	1,0

Hinsichtlich der anorganischen Wasserbeschaffenheit waren die Testflächenwässer einheitlich durch niedrige pH-Werte von 4,0-4,5 gekennzeichnet.

Die weitere stofflich-chemische Charakterisierung der Testflächenwässer erfolgt in den Kategorien „Testflächeneinlass“ (LB1 & LB2), „in der Testfläche“ (LB3, LB4) und „Testflächenauslass“ (LB5) in Tab. 37.

Tab. 37: Stoffkonzentrationen in den Testflächenwässern

Stoffkonzentration		LB1&LB2 (n=10)	LB3&LB4 (n=10)	LB5 (n=5)
NO ₂ ⁻ [mg·l ⁻¹]	Spanne	0,001-0,005	0,003-0,026	0,004-0,174
	Median	0,003	0,007	0,09
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	Spanne	9,3-26,8	3,3-20,9	3,2-11,4
	Median	13,9	10,4	5,8
PO ₄ ³⁻ [mg·l ⁻¹]	Spanne	0,01-0,24	0,01-0,34	0,10-0,47
	Median	0,08	0,11	0,21

Wie aus der Tab. deutlich wird, steigen die NO₂⁻- und PO₄³⁻-Konzentrationen vom Flächeneinlass zum Flächenauslass an, während die SO₄²⁻-Konzentrationen in gleicher Richtung deutlich abnehmen. In der TF (LB4-LB5) wurden die höchsten Werte für den NO₂⁻-N und den PO₄³⁻-P im Juni 2003 sowie für den SO₄²⁻-S im Mai 2002 und April 2003 gemessen. Zusammenfassend sind die chemischen Charakteristika der Testflächenwässer in der folgenden Abb. dargestellt.

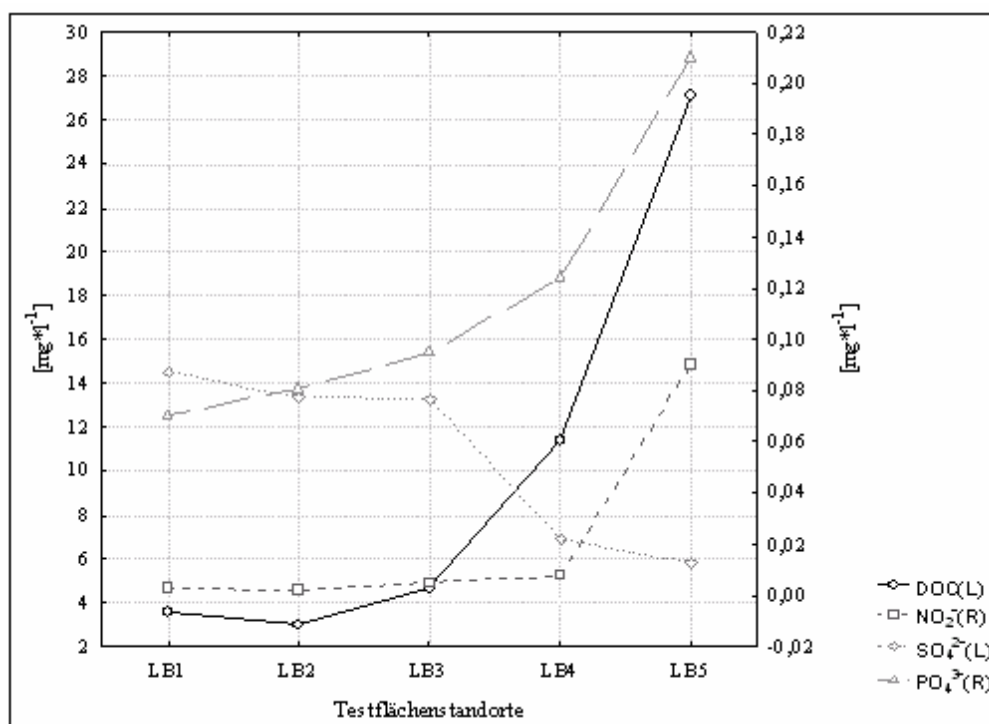


Abb. 16: Entwicklung der DOC- und weiterer Stoffkonzentrationen in der Testfläche vom Einlass zum Auslass (Mediane der Stoffkonzentrationen an den Standorten, n=5)

Nennenswerte Austräge zeigte nur der SO_4^{2-} -S, auf Grund seiner vergleichsweise hohen Konzentrationen in der TF (s. Tab 38).

Tab. 38: SO_4^{2-} -Austrag am Testflächenauslass LB5 zu den 5 Beprobungsterminen

Termin	Q [$\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$]	SO_4^{2-} [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	Austrag [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$]
26.05.2002	1,0	4,5	1,1
07.08.2002	0,1	3,2	0,02
09.11.2002	20,0	9,8	11,3
22.04.2002	1,5	11,4	1,0
14.06.2003	0,2	5,8	0,1

6 Vergleich und Synthese

6.1 Vergleich des Zustandes der Testflächen Salzflüßchen, Carlsfeld, Weiße Mulde und Löffelsbach

6.1.1 Vergleich der Torfböden und ihrer Eigenschaften

Der Zustand der Testflächen weist, entsprechend der jeweiligen Nutzungseingriffe, deutliche Unterschiede auf und spiegelt sich unter anderem in der Ausprägung der Torfböden wider.

Für den Vergleich der Torfprofile in den Testflächen gewährt die folgende Abb. einen ersten Überblick.

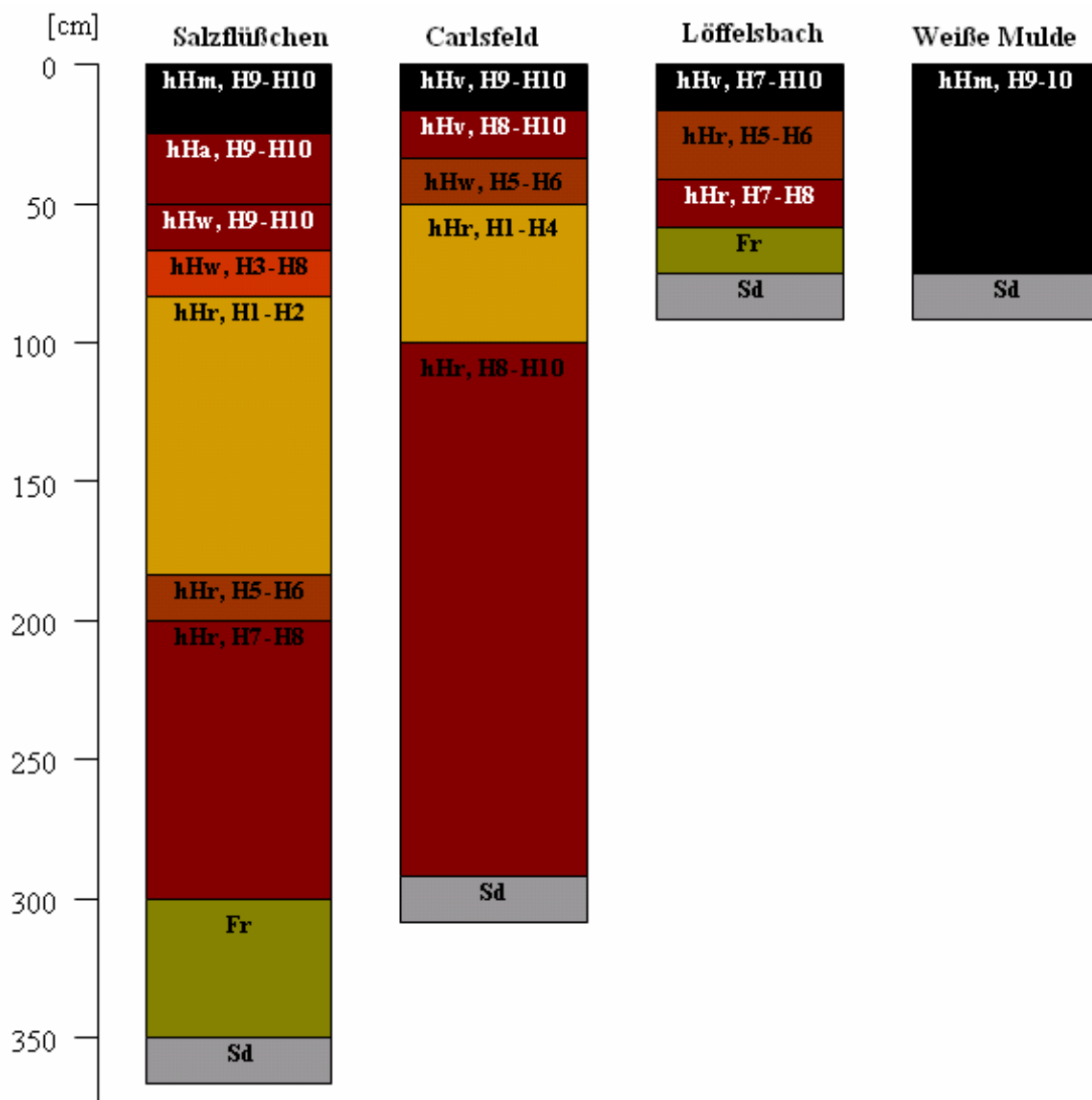


Abb. 17: Vereinfachte und idealisierte Torfprofile der Testflächen

Wie aus Abb. 17 deutlich hervorgeht, ist ein wesentlicher Unterschied die Torfmächtigkeit, die in erster Linie genetisch bedingt ist, aber durch die anthropogene Nutzung (z.B. Torfabbau) überprägt wurde.

Es zeigt sich im weiteren, dass bei mächtigen Torfbildungen wie in den Testflächen Salzflüßchen und Carlsfeld trotz ehemaliger intensiver Entwässerung die tieferen Torfschichten gut erhalten sind und nur die oberflächennahen Torfe einer starken aeroben Zersetzung und Umwandlung unterliegen. Gleichzeitig werden dadurch die tieferen Torfhorizonte abgeschirmt, was sich z.B. in den geringen Zersetzungsgraden äußert. Im Weiteren ist anzunehmen, dass auch der Wideranstieg des Moorwasserspiegels durch die Grabenverlandung zur Konservierung der tiefer liegenden Torfe beiträgt (EDOM & WENDEL 1998).

Dem gegenüber steht die TF Weiße Mulde, deren Torfprofil vollständig homogenisiert ist, verursacht durch die geringen Torfmächtigkeiten sowie die bis heute anhaltende intensive Entwässerung (SUCCOW & JESCHKE 1990). Begünstigend wirkten sich auf diese Situation auch die zum Zeitpunkt der Untersuchungen frisch beräumten Gräben aus, die ein schnelles und ungehindertes Abfließen von Wasser ermöglichen (DITTRICH et al., 2004).

Eine Zwischenstellung nimmt die TF Löffelsbach ein, wo trotz ähnlicher Torfmächtigkeiten wie in der TF Weiße Mulde noch mäßig zersetzte Torfe (H5-H6, vgl. AG BODEN 1996, S. 129) erhalten sind. Nach dem Grabenverbau führt die Wiedervernässung der TF zur Konservierung der Torfe.

Hinsichtlich der **chemischen Torfeigenschaften** (s. Anlage 16) zeigt Tab. 39, dass die Torfe aller vier Testflächen zur Gruppe der Hochmoortorfe gehören (GÖTTLICH 1990, SUCCOW 1988).

Tab. 39: Wertespanne wichtiger chemischer Torfeigenschaften in den Testflächen

	Salzflüßchen	Carlsfeld	Weiße Mulde	Löffelsbach
pH	2,3-4,1	2,2-3,3	2,8-4,5	3,2-4,9
OBS [%]	30,8-98,6	88,8-99,1	41,8-92,9	34,0-92,0
Norg [%]	0,7-1,8	0,6-1,4	0,6-1,5	0,8-1,7
C/N	23-58	38-60	20-64	27-39
Nc	1,5-4,3	1,7-2,6	1,6-3,9	2,6-3,7
Torfart	oligotrophe Voll- & Reintorfe	oligotropher Reintorf	oligotropher Volltorf	oligo- & mesotrophe Volltorfe

Trotz dieser Gemeinsamkeit zeigen sich für einzelne Parameter deutliche Unterschiede zwischen den Testflächen, die zum Teil statistisch signifikant ($\alpha=0,05$) sind, was die

Eigenheit der Testflächen unterlegt. Im Folgenden werden zur Kennzeichnung der Torfe die drei wichtigen Parameter Azidität (pH-Wert), Organische Bodensubstanz (OBS) und Trophie (Nc) mit Box-Whisker-Plots verglichen.

Als erstes sind in folgender Abb. die pH-Werte der Torfe gegenübergestellt.

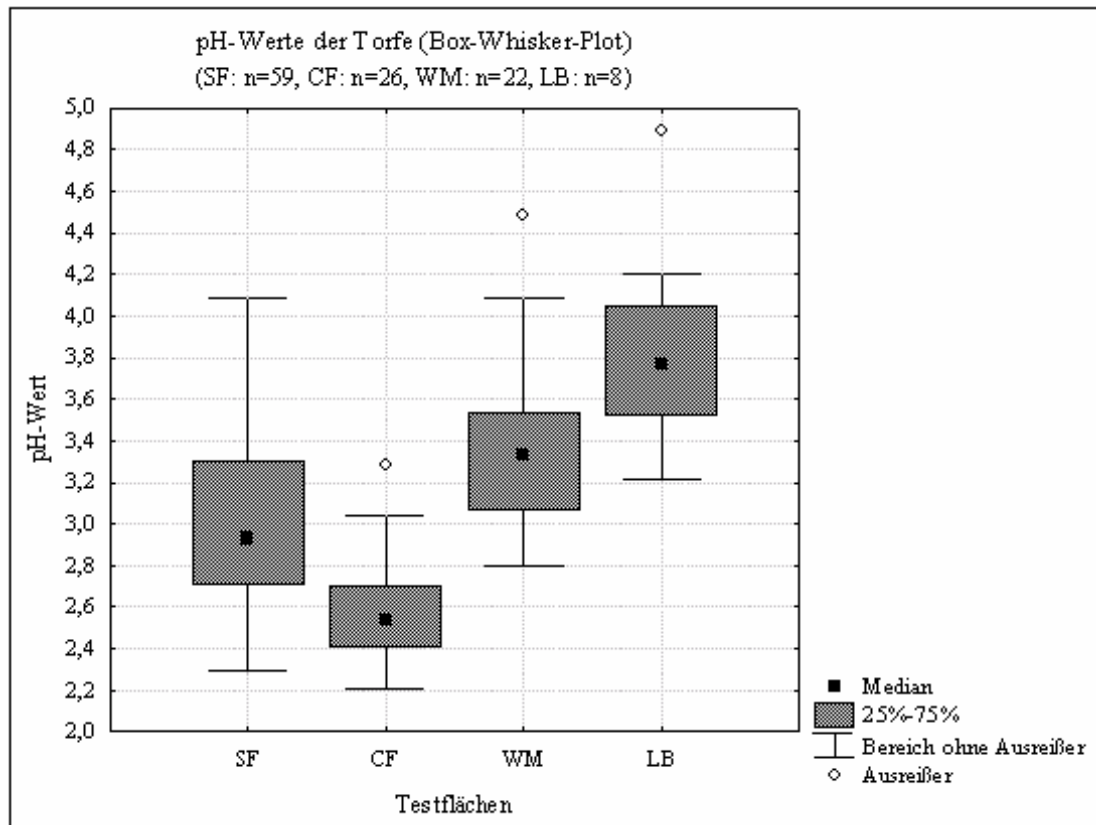


Abb. 18: Azidität der Torfe in den Testflächen

Es zeigt sich, dass die TF Carlsfeld die Torfe mit den geringsten pH-Werten besitzt, gefolgt von den Testflächen Weiße Mulde und Löffelsbach. Die Werte für die TF Salzflüßchen weisen die größte Spannweite auf, sind in ihrer Mehrzahl (Box) jedoch mit denen von Carlsfeld und Weißer Mulde vergleichbar. Die genannten Unterschiede sind statistisch signifikant.

Für die Organische Bodensubstanz ergibt sich folgendes Bild (s. Abb. 19):

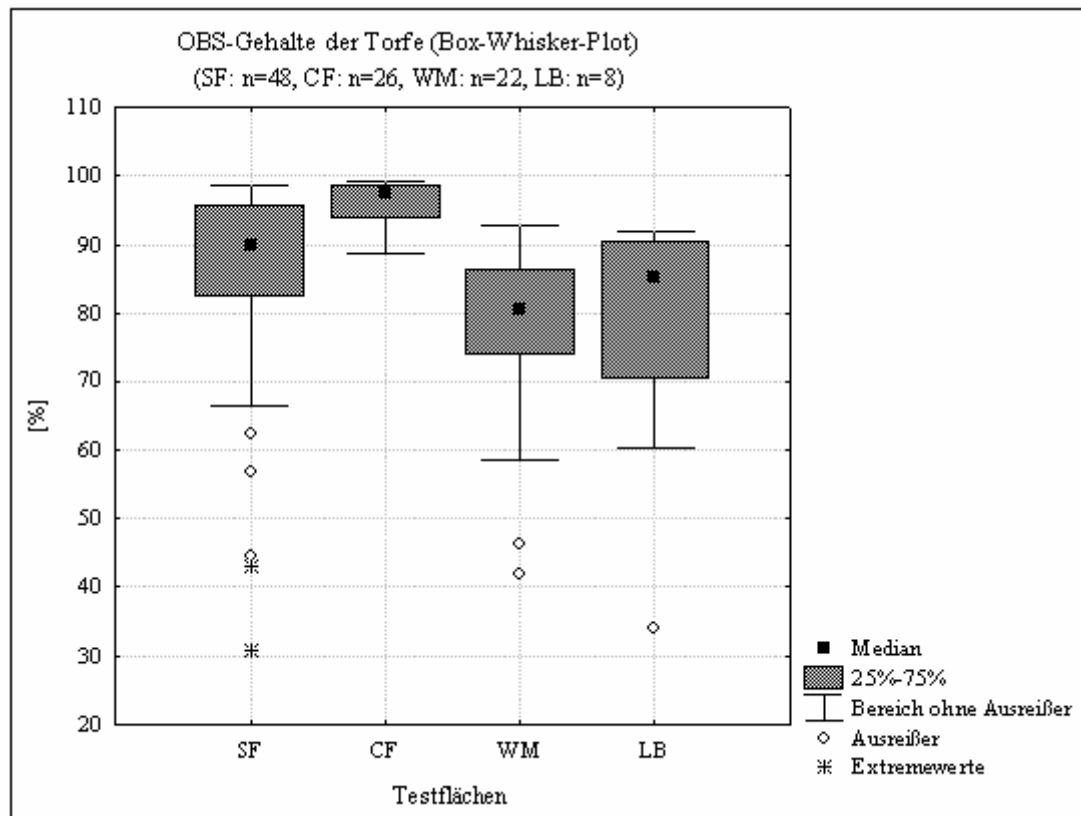


Abb. 19: Anteil der OBS an der Torfsubstanz der Testflächen

Die höchsten Werte zeigt die TF Carlsfeld bei der gleichzeitig geringsten Streuung der Werte. Die Torfe sind fast ausschließlich als Reintorfe ausgebildet. In der TF Salzflüßchen weisen die Torfe ebenfalls hohe bis sehr hohe OBS-Gehalte auf. Die Mehrzahl ist aber mit Werten <90% als Volltorf ausgebildet. Charakteristisch für diese TF ist die Zunahme der OBS-Gehalte mit steigender Tiefe.

Ähnliche OBS-Gehalte besitzen die Torfe der Testflächen Weiße Mulde und Löffelsbach, wobei in der TF Weiße Mulde ebenfalls steigende OBS-Gehalte mit zunehmender Tiefe beobachtet wurden. Neben der genetisch bedingten Anreicherung von organischer Substanz in tieferen Torfschichten während der Moorbildung könnte auch die aerobe Zersetzung insbesondere der oberen Torfschichten mit für den genannten Tiefengradienten in den Testflächen Salzflüßchen und Weiße Mulde verantwortlich sein (CLYMO 1992, KALBITZ et al., 1999). Statistisch signifikant unterscheidet sich nur die TF Carlsfeld von den anderen Testflächen.

Der dritte Faktor zur Charakterisierung der Torfe in den Testflächen ist der Nc-Wert, der in Abb. 20 dargestellt ist.

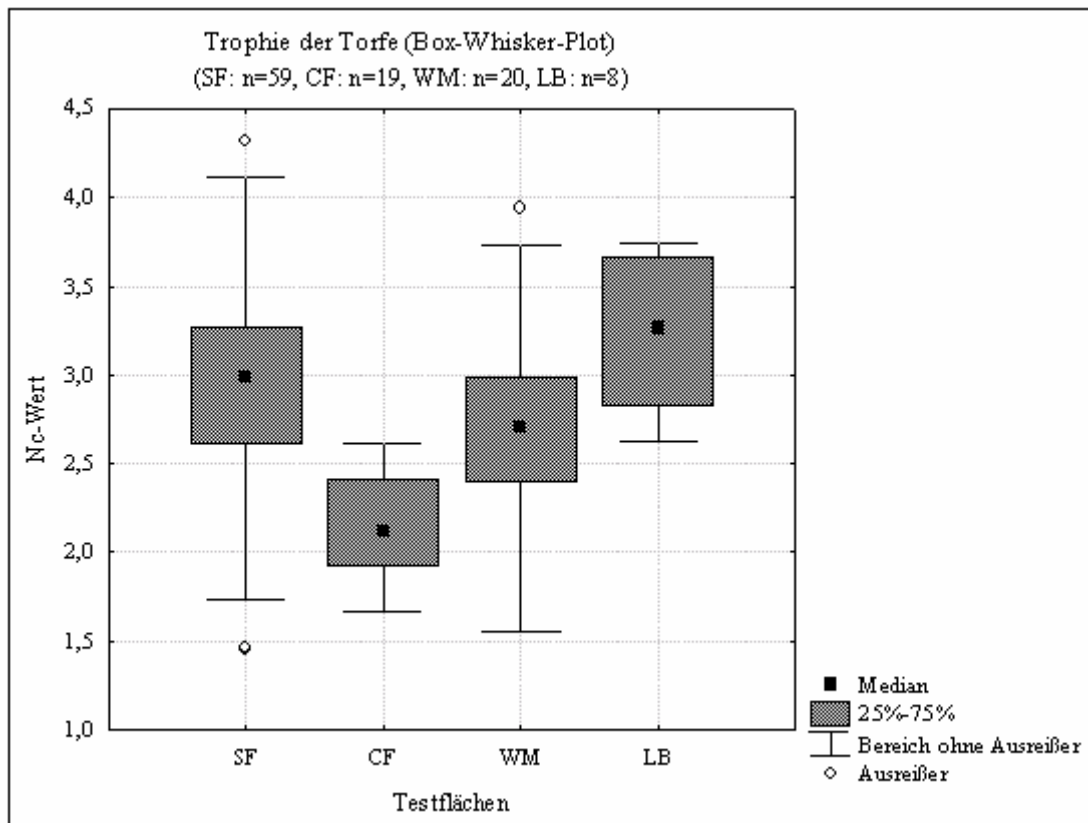


Abb. 20: Trophische Verhältnisse in den Torfen der Testflächen

Die geringsten Nc-Werte von maximal 2,5 sind in der TF Carlsfeld vertreten. Auf dem trophisch nächst höherem Niveau befinden sich die Torfe der TF Weiße Mulde, wo die Werte durch eine große Streuung gekennzeichnet sind. An der Mehrzahl der Standorte ist eine Abnahme der Nc-Werte von der Oberfläche zur Profilbasis zu erkennen. Die Ursachen könnten in der Anreicherung des Kohlenstoffs mit steigender Tiefe sowohl als auch in der Anreicherung des Stickstoffs in der organischen Bodensubstanz der obersten Bodenzone in Folge intensiver, aerober Ab- und Umbauprozesse liegen (KALBITZ et al., 1999, KALBITZ & GEYER 2002).

Im Vergleich zu den beiden genannten Testflächen zeigen die Torfe am Salzflüßchen noch höhere Nc-Werte sowie die größte Wertespanne aller Testflächen. Wie in der TF Weiße Mulde ist eine Abnahme der Nc-Werte zur Profilbasis zu beobachten, die auf die gleichen Ursachen wie an der Weißen Mulde zurückgeführt werden. Das höchste trophische Niveau besitzen die Torfe in der TF Löffelsbach, weshalb sie mehrheitlich als mesotroph anzusprechen sind.

Es zeigt sich, dass die Azidität und Trophie der Torfe der drei Testflächen Carlsfeld, Salzflüßchen und Weiße Mulde auch nach der Entwässerung typische Werte für Hochmoortorfe aufweisen (SUCCOW 1988). Die erhöhte Trophie der Torfe in der TF

Löffelsbach deutet daraufhin, dass die Resttorfe der TF als Basistorfe der Moorbildung anzusehen sind. Die geschilderten Unterschiede sind nur zwischen der TF Carlsfeld und den anderen Testflächen statistisch signifikant.

Gleichfalls deutliche Unterschiede existieren hinsichtlich der **physikalischen Torfeigenschaften** (s. Anlage 17). Beginnend mit dem Substanzvolumen, ist dieses für die Testflächen Salzflüßchen, Carlsfeld und Weiße Mulde in Abb. 21 dargestellt, da hier die entsprechenden Parameter ermittelt werden konnten.

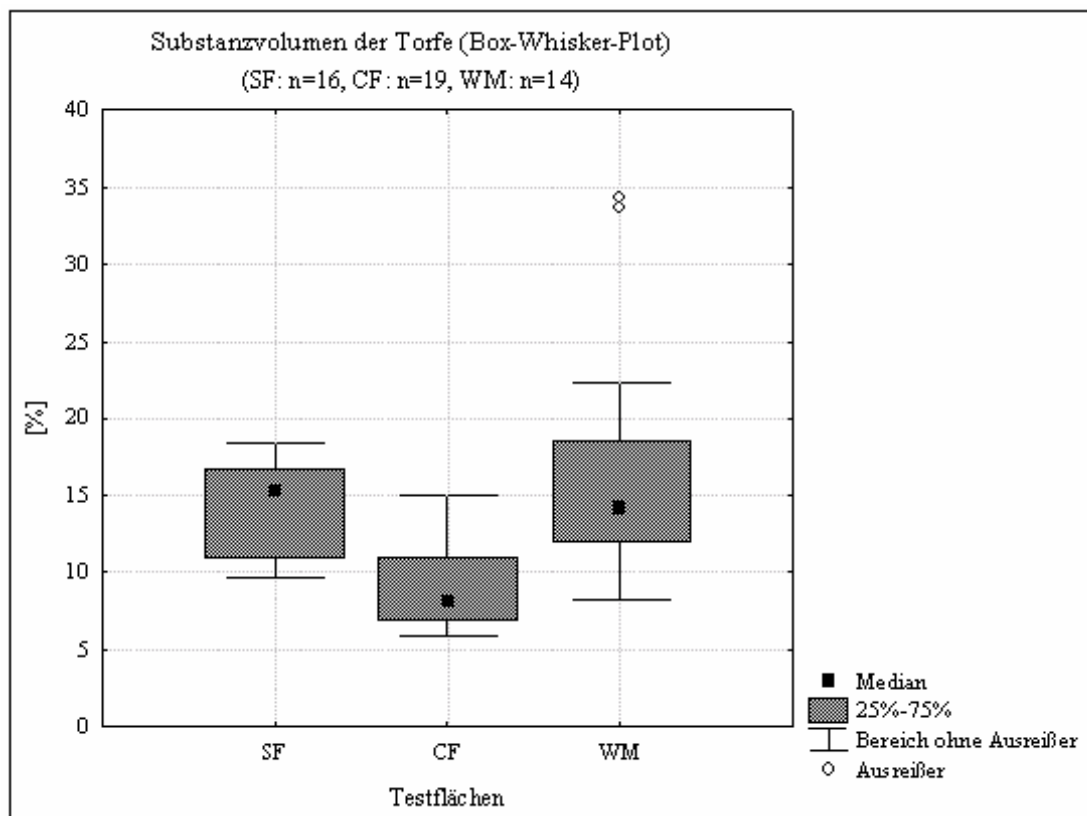


Abb. 21: Substanzvolumen der Torfe in den Testflächen Salzflüßchen, Carlsfeld und Weiße Mulde

Sehr gut deutlich wird, dass Carlsfeld die geringsten Werte mit 6-15% der drei Testflächen aufweist und sich damit signifikant von den beiden anderen Testflächen unterscheidet. Dem gegenüber besitzen die Testflächen Salzflüßchen und Weiße Mulde mit 10-18% bzw. 8-34% deutlich höhere Substanzvolumina und unterscheiden sich damit signifikant von der TF Carlsfeld.

Das Substanzvolumen wird in erster Linie von der Intensität der Entwässerung und der damit verbundenen Moorsackung bestimmt (KAHLERT 2005). Gleichzeitig besteht ein enger, positiver Zusammenhang zwischen Substanzvolumen und Zersetzungsgrad der Torfe in den Testflächen, wie er auch in der Literatur beschrieben wird (z.B. KAHLERT 2005, ZINKE

1995). Damit bestätigt sich, dass die geringen Substanzvolumina der TF Carlsfeld und die deutlich höheren Substanzvolumina in den Testflächen Salzflüßchen und Weiße Mulde, auf die in Reihenfolge der genannten Testflächen steigende Intensität der Entwässerung zurückzuführen ist.

In den Testflächen Carlsfeld und Salzflüßchen wurde außerdem eine Abnahme der Substanzvolumina mit steigender Tiefe festgestellt, was anzeigt, dass die Entwässerung der Standorte sich am stärksten in den oberflächennahen Torfen auswirkt und mit steigender Tiefe nachlässt. In der TF Weiße Mulde sind die sehr hohen Substanzvolumina gleichmäßiger über das gesamte Torfprofil verteilt und an einzelnen Standorten findet eine Zunahme innerhalb der Torfdecke statt. Verursacht wird diese hohe Verdichtung der Torfe durch die intensive und lang anhaltende Entwässerung, die sich auf Grund der geringen Torfmächtigkeit der TF auf das gesamte Torfprofil auswirkt.

In einem engen Zusammenhang zum Substanzvolumen stehen auch das Porenvolumen und die Wasserspeicherfähigkeit, die mit steigender Torfdegradation sinken (vgl. Kap. 2.1). Wie die Untersuchungen von KAHLERT (2005) bestätigen, gilt dieser Zusammenhang auch für die Testflächen, was anhand der Werte in Tab. 40 und den nachstehenden Erläuterungen nachvollzogen werden kann.

Tab. 40: Hydrophysikalische Torfeigenschaften in den Testflächen (Quelle: KAHLERT 2005)

	CF	SF	WM	LB
Gesamtporenvolumen [%]	89-94	88-92	82	87
Wasserspeicherfähigkeit [%]	90-94	80-93	75	65
kf-Wert [$\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$]	$2,0\cdot 10^{-2}$ - $3,4\cdot 10^{-2}$	$1,1\cdot 10^{-2}$ - $5,0\cdot 10^{-3}$	$3,4\cdot 10^{-2}$	$3,6\cdot 10^{-1}$

Die Torfe der TF Carlsfeld besitzen das höchste Gesamtporenvolumen wie auch die höchste maximale Wasserspeicherfähigkeit, wenn auch diese gegenüber der TF Salzflüßchen nur geringfügig höher liegen (kein signifikanter Unterschied, KAHLERT 2005). Sowohl in der TF Carlsfeld als auch in der TF Salzflüßchen waren die Maximalwerte von Porenvolumen und Wasserleitfähigkeit an die im Profil tiefer liegenden, geringer zersetzten Torfhorizonte (vgl. Abb. 17) gebunden. Bei den eigenen Geländearbeiten konnte dieser Sachverhalt auch an der mit der Profiltiefe steigenden Bodenfeuchte nachvollzogen werden. Deutlich niedrigere Werte für diese beiden Parameter zeigen die Torfe der TF Weiße Mulde, die sich damit signifikant von den beiden anderen Testflächen unterscheiden (KAHLERT 2005). Das zeigte sich auch in der im Gelände beobachtbaren Bodenfeuchte, die in den Torfen der TF sehr starken Schwankungen unterlag, die von der völligen Durchnässung der Torfe im November

2002 („feu5“, vgl. AG BODEN 1996, S. 114) bis zur totalen Austrocknung der Torfe im Sommer 2003 („feu1“, vgl. AG BODEN 1996, S. 114) reichte.

Auffällig sind die in allen Testflächen sehr hohen gesättigten Wasserleitfähigkeiten, die entgegengesetzt zum bisherigen Kenntnisstand in den oberen, stark zersetzten Torfen der Testflächen am höchsten waren und außer in der TF Weiße Mulde mit steigender Profiltiefe abnahmen (KAHLERT 2005). Dieses Phänomen ist wahrscheinlich auf irreversible Schrumpfungsrisse zurückzuführen, die zu den hohen Werten führten (KAHLERT 2005). Gleichzeitig muss auch darauf hingewiesen werden, dass die aufgeführten, im Labor bestimmten Kennwerte stark von der gewählten Messmethode abhängen. Die gleichzeitig im Gelände an ungestörten Proben durchgeführten Messungen deuteten auf deutlich niedrigere k_f -Werte hin (KAHLERT 2005).

Anhand der vorliegenden Messdaten wird klar deutlich, dass die Degradierung der Torfe von der TF Carlsfeld über die TF Salzflüßchen zur TF Weiße Mulde zunimmt. Das ist insbesondere auf die natürliche Grabenverlandung in den Testflächen Carlsfeld und Salzflüßchen sowie die Grabenräumung in der TF Weiße Mulde zurückzuführen.

Für die TF Löffelsbach liegen aus den eigenen Untersuchungen leider keine Messergebnisse vor (vgl. Kap. 4.3). In der Arbeit von KAHLERT (2005) wurde ein Standort in der TF direkt hinter dem Grabenverbau untersucht, dessen Torf 20cm mächtig war und Zersetzungsgrade von H5-H8 aufwies. Für diesen Standort wurden eine Rohdichte von $0,18 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ sowie ein Substanzvolumen von 13% ($n=6$) bestimmt. Die anderen Kennwerte sind in Tab. 40 aufgeführt. Da dies die einzigen bodenphysikalischen Daten für die TF sind, werden sie als repräsentativ für die TF angenommen, auch wenn bekannt ist, dass Torfeigenschaften im allgemeinen durch eine kleinräumlichen Heterogenität gekennzeichnet sind (z.B. SCHNEEBLI 1989).

Für die TF ergab sich ein mit den Testflächen Carlsfeld und Salzflüßchen vergleichbares Porenvolumen, aber die von allen Testflächen geringste maximale Wasserspeicherkapazität, die wahrscheinlich in den verringerten Wassergehalten der gesättigten Zone abgetorfte Moore begründet liegt (KAHLERT 2005).

Hinsichtlich der Degradation ordnen sich die Torfe der TF Löffelsbach außer für die Wasserspeicherkapazität noch vor den Torfen der TF Weiße Mulde ein. Der geringe Wert der Wasserspeicherkapazität der TF Löffelsbach ist insofern von untergeordneter Bedeutung für die TF, da die durch die Speicherdefizite verursachten Wasserstandsschwankungen durch den Grabenverbau minimiert werden. Das heißt die TF verfügt dadurch, unabhängig von ihren

hydrophysikalischen Torfeigenschaften, über die größte Wasserspeicherkapazität und die geringsten Wasserspiegelschwankungen aller Testflächen (KAHLERT 2005).

Im Weiteren kann mit den vorliegenden Daten zu Rohdichte und Substanzvolumen der TF Löffelsbach auch der mittlere Kohlenstoffvorrat abgeschätzt werden. Der ermittelte Vorratswert kann jedoch, da Daten nur von dem von KAHLERT (2005) beprobten Standort vorliegen, ausschließlich eine Größenordnung für die TF angeben. In Tab. 41 sind die Ausgangsparameter für die Berechnung sowie der berechnete C-Vorrat für alle Testflächen dargestellt.

Tab. 41: Mittlerer Kohlenstoffvorrat der Testflächen

	SF	CF	WM	LB
Testgebietsfläche [ha]	3,0	2,5	1,5	1,5
Torfmächtigkeit [cm]	109	239	30	67
Corg [%]	47,5	48,5	42,1	45,4
Rohdichte [$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$]	0,23	0,12	0,22	0,18
C-Vorrat [$\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$]	1196	1391	278	548

Den höchsten absoluten Kohlenstoffvorrat besitzt die TF Carlsfeld gefolgt von der TF am Salzflüßchen mit jeweils über $1000 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$. Danach folgen die Testflächen Löffelsbach mit $548 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ und Weiße Mulde mit $278 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$. Da der Gehalt an organischem Kohlenstoff zwischen den Testflächen sehr ähnlich ist, wird der Kohlenstoffvorrat der Testflächen in erster Linie über die Torfmächtigkeit und die Rohdichte gesteuert. Für die Betrachtung des Stoffaustrages insbesondere von DOC aus Hochmooren ist der Kohlenstoffvorrat insofern von Interesse, als das auch für sächsische Einzugsgebiete eine enge Beziehung zwischen Kohlenstoffvorrat im Einzugsgebiet und DOC-Konzentration im Abfluss besteht, wie sie unter anderem AITKENHEAD et al. (1999) beschreiben (vgl. Kap. 6.2.1).

6.1.2 Vergleich von Grabensystem und Vegetation

Entsprechend der zu Grunde liegenden Fragestellung ist klar, dass sich die Entwässerungsgräben der vier Testflächen in einem sehr unterschiedlichen Zustand befinden. Einen Überblick über die Eigenschaften der Grabennetze in den Testflächen gibt folgende Tab.

Tab. 42: Übersicht der wichtigsten Eigenschaften des Grabennetzes in den Testflächen

	SF	CF	WM	LB
Länge gesamtes Gewässersystem [m]	2900	1300	800	–
Länge der Gräben [m]	2050	1040	640	–
Dichte [$\text{km}\cdot\text{ha}^{-1}$]	0,59-0,75	0,47-0,80	0,40	–
Zustand	Verschluss	Verschluss	Räumung	Grabenverbau
Funktion	natürliche Retention + verzögerter Abfluss	natürliche Retention + verzögerter Abfluss	Ungehinderter Abfluss	Rückstau + verzögerter Abfluss

Ähnlichkeiten bestehen zwischen den Testflächen Salzflüßchen und Carlsfeld, wo die Gräben der natürlichen Grabenverlandung unterliegen. Ähnlich ist auch die Grabendichte, da auf Grund ihrer mächtigen Torflager eine effektive Entwässerung nur über ein dichtes Grabennetz möglich war. Dem gegenüber ist die Grabendichte in der TF Weiße Mulde bedingt durch wesentlich geringer mächtige Torfe deutlich niedriger. Innerhalb der TF Löffelsbach sind durch die Wiedervernässung keine Grabenstrukturen mehr erhalten.

Die Verlandung der Gräben durch den Einbruch der Grabenränder, die Anhäufung von Bestandsabfall und das Aufwachsen von Vegetation in den Testflächen Salzflüßchen und Carlsfeld führen zum Rückstau von Wasser in den Gräben. Dadurch wird der Abfluss verzögert oder ganz verhindert und somit mehr Wasser in der Fläche zurückgehalten. Im Gelände führte dass in der TF Carlsfeld zu einem episodischen Wasserfluss in den Gräben. In der TF am Salzflüßchen war in den Gräben nie ein sichtbarer Wasserfluss zu verzeichnen.

Im Gegensatz dazu führen die bis in den mineralischen Untergrund beräumten Gräben der TF Weiße Mulde zu einem schnelleren Abfluss anfallenden Wassers, da durch die geräumten Gräben der schnelle Direktabfluss gefördert wird (DITTRICH et al., 2004).

Durch den künstlichen Grabenverbau der TF am Löffelsbach wird das anfallende Wasser bis zur Sättigung der Torfe in der TF zurückgehalten. Ist diese erreicht, liegt bzw. überschreitet der Wasserspiegel in der TF die Höhe des in den Spundwänden eingebauten Überlaufes, so dass das Überschusswasser abgeführt wird. Das Abflussverhalten der TF wird in erster Linie durch die geschilderte Dynamik gesteuert. Im Vergleich der Testflächen ist demzufolge der Wasserrückhalt in der TF Löffelsbach, wenn auch „künstlich“ gesteuert, am höchsten (vgl. KAHLERT 2005).

Der Vergleich der **Vegetationsaufnahmen** zeigte, dass sich in der Vegetationsausprägung der Testflächen die Standortbedingungen als Summe aus Bodeneigenschaften, Grabenzustand und Nutzung deutlich widerspiegeln.

Zieht man die Zeigerwerte Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzahl (ELLENBERG et al., 1992) für die Vegetation der Testflächen heran, lässt sich diese Aussage untermauern, da die Moorvegetation als hochsensibler Index für Feuchte- und Nährstoffstatus des Moores angesehen werden kann (BRAGG 2002). Für den Vergleich wurden Zeigerwertklassen gebildet und die prozentualen Häufigkeiten der Zeigerwerte in den Klassen für die jeweiligen Testflächen gebildet (s. Tab. 43).

Tab. 43: Prozentuale Häufigkeit [%] der Arten in den Testflächen in den Zeigerwertklassen der Zeigerwerte Feuchte-, Reaktions- & Stickstoffzahl

Zeigerwert	Zeigerwertklasse	SF (n=35)	CF (n=21)	WM (n=36)	LB (n=19)
Feuchte	Stark-, Trockniszeiger (1-3)	–	–	–	–
	Frischezeiger (4-6)	49	49	53	16
	Feuchte- & Nässezeiger (7-9)	31	10	31	58
	Wechselwasserzeiger (10)	–	–	–	–
	Indifferent (x)	20	38	16	26
Reaktion	Starksäurezeiger (1-2)	14	52	11	37
	Säurezeiger (3-4)	31	33	36	37
	Mäßigsäurezeiger (5-6)	29	–	22	–
	Schwachsäure-, Schwachbasen-, Basenzeiger (7-8)	–	–	–	–
	Indifferent (x)	26	14	31	26
Stickstoff	N-ärmste, -arme Standorte (1-3)	30	75	27	78
	mäßig N-reiche Standorte (4-6)	36	6	40	6
	N-reiche Standorte (7-8)	15	6	17	6
	übermäßig N-reiche Standorte (9)	3	–	3	–
	Indifferent (x)	15	13	13	11

Hinsichtlich des Zeigerwertes „Feuchte“ ergibt sich für die Testflächen Salzflüßchen, Carlsfeld und Weiße Mulde ein relativ ähnliches Bild. Ca. 50% aller gefundenen Arten gehören den Frischezeigern an, mit dem höchsten Anteil in der TF Weiße Mulde. Sie zeigen die vergleichsweise trockenen Bedingungen in den oberflächennahen Torfen an, die in den Testflächen am stärksten der saisonalen Austrocknung unterliegen. Am Salzflüßchen und der Weißen Mulde sind 33% bzw. 23% der Arten den Feuchte- und Nässezeigern zugeordnet, bei denen es sich meist um Arten wechselfeuchter Muldenformen (Weiße Mulde) oder Grabenstandorte (Salzflüßchen) handelt. In der TF Carlsfeld gehören dieser Klasse nur 13% der Arten an, die vorwiegend in der nordwestlichen Teilfläche vorkommen. In der TF

Löffelsbach ist das Artspektrum deutlich zu den Feuchte- und Nässezeigern verschoben, entsprechend den nassen Standortbedingungen durch die Wiedervernässung.

Betrachtet man die Reaktionszahl, so zeigen sich Ähnlichkeiten zwischen den Testflächen Salzflüßchen und Weiße Mulde, in beiden Testflächen gehören rund 45% den Starksäure- und Säurezeigern sowie rund 20% den Mäßigsäurezeigern an, was auf die stark degradierten oberflächennahen Torfe zurückzuführen ist. In der TF Carlsfeld sind entsprechend der sehr sauren Standortbedingungen 79% aller Arten Starksäure- und Säurezeiger. Ein ähnliches Bild ergibt sich für die TF Löffelsbach, wo jedoch nur 68% zu den Starksäure- und Säurezeigern gehören und mit 32% sich mehr Arten indifferent gegenüber den Standortbedingungen verhalten als in der TF Carlsfeld.

Vergleichbar zur Reaktionszahl bestehen auch bei der Nährstoffzahl Ähnlichkeiten zwischen den Testflächen Salzflüßchen und Weiße Mulde sowie zwischen Carlsfeld und Löffelsbach. Am Salzflüßchen und der Weißen Mulde zeigen nur rund 30% bzw. 25% der Arten N-ärmste und -arme Standorte an. Wohingegen rund 50% aller Arten auf die mäßig N-reichen und N-reichen Standorte (N-Zeiger) verteilt sind. Das spiegelt möglicherweise das höhere N-Angebot dieser Standorte aus der intensiven aeroben Zersetzung der oberflächennahen Torfe (Vermulmung) sowie die N-Aufnahmefähigkeit diese Arten wider. Demgegenüber stehen die Testflächen Carlsfeld und Löffelsbach, wo ca. 80% aller Arten N-ärmste und -arme Standorte anzeigen. In Carlsfeld kann das möglicherweise auf die vergleichsweise geringer zersetzten oberflächennahen Torfe sowie auf das insgesamt geringe trophische Niveau zurückgeführt werden. Am Löffelsbach sind in der Regel oberflächenah oligotrophe Torfe ausgebildet, so dass die Arten nährstoffärmerer Standorte überwiegen. Außerdem scheint es, dass die Wiedervernässung und die damit anaeroben Standortbedingungen zu einer verminderten N-Mineralisierung und somit zu einem verminderten N-Angebot führen.

Sehr gut werden die unterschiedlichen Testflächeneigenschaften (Boden, Gräben, Nutzung) auch durch die aus dem Artinventar der Testflächen ableitbaren Pflanzengesellschaften gekennzeichnet.

Entsprechend der bei der Zeigerwertbetrachtung aufgezeigten Ähnlichkeiten zwischen den Testflächen Salzflüßchen und Weiße Mulde, lässt sich für diese eine Übergangstendenz vom **Fichtenforst zum Wollreitgras-Fichtenwald** (*Calamagrostio villosae-Piceetum*) feststellen. Auf Grund der intensiven forstlichen Nutzung der TF Weiße Mulde sind die Fichten in einem sehr guten Zustand und moortypische Arten nicht vertreten. Demgegenüber führt die extensive Nutzung der TF Salzflüßchen zu einer geringeren Bonität der Fichten und zum Auftreten einzelner moortypischer Arten.

Hinsichtlich der Zeigerwerte zeigen auch die Testflächen Carlsfeld und Löffelsbach ein ähnliches Verhalten. Auf Grund der sehr unterschiedlichen Feuchtebedingungen der Testflächenstandorte werden diese jedoch durch entsprechend verschiedene Pflanzengesellschaften charakterisiert. Die trockeneren Standorte der TF Carlsfeld sind durch eine Fichtenwaldgesellschaft mit Tendenz zu einem **beerstrauchreichen Fichten-Moorwald** (*Vaccinio uliginosi-Piceetum*) gekennzeichnet. Das Auftreten von *Bazzania trilobata* L. (Dreilappiges Peitschenmoos) bewirkt eine floristische Ähnlichkeit zum Peitschenmoos-Fichtenwald (*Bazzanio-Piceetum*) und ist für die Fichten-Moorwälder des Westerzgebirges typisch (schriftl. Mitt. F. Müller 2005, SCHMIDT et al., 2002).

Die feuchten und nassen Standorte der TF Löffelsbach werden hauptsächlich von Gräsern und Moosen bestimmt, die in ihrer Vergesellschaftung eine Tendenz zum **Torfmoos-Seggen-Wollgrasried** aufweisen (KOSKA et al., 2001, SCHMIDT et al., 2002).

In wie weit die Standorteigenschaften und die Vegetation der Testflächen von den anhaltend hohen, atmosphärischen N-Depositionen beeinflusst werden, kann auf Grund fehlender Daten (nicht Bestandteil der Aufgabenstellung) nicht gesagt werden. Ein Hinweis auf die Wirkung erhöhter N-Einträge könnten die für Hochmoortorfe geringen C/N-Verhältnisse von 20-40 in den oberen 50-100cm sein. Da es sich bei allen Testflächen um durch Entwässerung degradierte Torfe handelt, könnten die C/N-Verhältnisse auch darauf zurückzuführen sein (KALBITZ et al., 1999). Dafür sprechen auch die von GÖTTLICH (1990) angegebenen C/N-Verhältnisse von 20-70 für stark zersetzte Hochmoortorfe.

Ein zweiter Anhaltspunkt für ein erhöhtes N-Angebot in Folge hoher N-Depositionen könnte auch das Auftreten der N-toleranten Arten in den Testflächen Weiße Mulde und Salzflüßchen (*Epilobium angustifolium* L., *Taraxacum officinale* L., *Urtica dioica* L.) sowie das gehäufte Auftreten von *Sphagnum fallax* in der TF Salzflüßchen sein (TWENHÖFEN 1992).

Zusammenfassend kann geschlussfolgert werden, dass ein Einfluss der hohen atmosphärischen N-Depositionen (vgl. Kap. 2) auf die Testflächen angenommen werden kann. Das Ausmaß ihrer Wirkung auf die Testflächen sowie diesbezüglich die Frage der Quellen- und Senkenfunktion der Testflächen können jedoch nur mittels detaillierter Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt erfasst bzw. beantwortet werden (BÖHLMANN 2004, TWENHÖFEN 1992).

6.1.3 Bewertung des Zustandes der Testflächen

Die Zustandsbewertung der Testflächen erfolgte nach dem Bewertungsschlüssel, wie er im Methodenkapitel (vgl. Kap. 4.1) erläutert wurde. Die Punktbewertung der einzelnen Bewertungskriterien sowie die Gesamtpunktzahl für die Testflächen sind in Tab. 44 aufgeführt.

Tab. 44: Bewertung der Testflächen nach dem festgelegten Punkteschlüssel der Bewertungskriterien (vgl. Tab. 10-13)

		SF	CF	WM	LB
Bewertungskriterien	Torfmächtigkeit	2	2	1	1
	Torfeigenschaften	1	2	0	1
	Regenerationsflächen	1	1	0	1
	Biotopausstattung	1	2	0	2
	Grabenzustand	1	1	0	3
Gesamtpunktzahl		6	8	1	8

Den besten Zustand mit der Gesamtpunktzahl von 8 Punkten haben die beiden Testflächen Carlsfeld und Löffelsbach erreicht. In Carlsfeld führen vor allem die hohe Torfmächtigkeit, die gut erhaltenen Torfe (Bodeneigenschaften) und die Biotopausstattung (Fichten-Moorwald) zum guten Zustand der TF. Im Weiteren wirken sich die Grabenverlandungsbereiche und insbesondere in den Gräben bestehende Regenerationsflächen mit jeweils einem Bewertungspunkt positiv auf den Testflächenzustand aus.

Die TF Löffelsbach erhält die gleiche Gesamtpunktzahl auf Grund des oberflächennahen Wasserspiegels, auch wenn dieser durch die „künstlich“ verschlossenen Gräben bewirkt wird, sowie die damit in direktem Zusammenhang stehende Vegetationsausprägung mit Tendenz zu einem sauren, mäßig nährstoffarmen Seggen-Wollgrasried. Die durch die Abtorfung bedingten geringen Torfmächtigkeiten und die im Vergleich zur TF Weiße Mulde zum Teil besser erhaltenen Torfeigenschaften erbrachten jeweils einen Bewertungspunkt.

An zweiter Stelle mit einer Gesamtpunktzahl von 6 Punkten steht die TF Salzflüßchen. In dieser TF führte die hohe Torfmächtigkeit im Zentrum der TF zu zwei Bewertungspunkten, während die übrigen Kriterien jeweils mit einem Punkt bewertet wurden. Trotz des insgesamt noch gut erhaltenen Torfprofils im Bereich der höchsten Moormächtigkeit treten amorphe Torfe bis zu über 1m Mächtigkeit auf. Außerdem sind diese Torfe vermulmt und werden zum Teil von einem Torfschrumpfungshorizont unterlagert, was die intensivere Entwässerung der TF im Vergleich zu Carlsfeld anzeigt (vgl. auch KAHLERT 2005). Auch die Biotopausstattung die auf einen Wollreitgras-Fichtenwald hindeutet und nur einige wenige

moortypische Arten aufweist, erhält deshalb einen Bewertungspunkt. Positiv wirken sich auf den Testflächenzustand die Initialen der Grabenverlandung sowie die damit verbundenen Regenerationsflächen aus.

Den schlechtesten Zustand besitzt die TF Weiße Mulde, die insgesamt nur einen Bewertungspunkt für die Torfmächtigkeit erhielt. Alle anderen Kriterien mussten auf Grund der amorphen, homogenisierten Torfe; nicht vorhandenen Regenerationsflächen; einer völlig mooruntypischen Biotopausstattung und der geöffneten Gräben mit Null bewertet werden.

Auf Grundlage dieser Bewertung lassen sich die Testflächen in die vier vom Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“ entwickelten Zustandsklassen (vgl. Tab. 6) einordnen (s. Tab. 45):

Tab. 45: Zuordnung der Testflächen zu den Zustandsklassen für erzgebirgische Moore nach ZINKE & ULLMANN (2000)

Testfläche	Zustandsklasse	Punktzahl
CF	2	8
LB	2	8
SF	3	6
WM	4	1

Die Validierung der eigens für die Testflächen veränderten Zustandsbewertung war automatisch durch die Testflächen Löffelsbach und Salzflüßchen gegeben, da deren Zustandsklasse bereits bei ZINKE & ULLMANN (2000) nach dem originalen Bewertungsverfahren ermittelt wurde. Die eigene Bewertung dieser Standorte führte zur selben Klassenzuordnung wie bei ZINKE & ULLMANN (2000). Somit führt die veränderte Zustandsbewertung zu vergleichbaren Ergebnissen.

6.2 Vergleich gewässerchemischer Parameter der Testflächen Carlsfeld, Weiße Mulde und Löffelsbach

6.2.1 Organische Wasserinhaltsstoffe

Allgemein gelten Hochmoorwässer als DOC- bzw. huminstoffreich, insbesondere wenn sie aus Mooren abfließen, die durch temporäre Trockenphasen oder von Entwässerung betroffen sind (HÜTTER 1994, BRAGG 2002). Die hohen Anteile an gelösten organischen Bestandteilen führen zu einer charakteristischen Braun- bis Schwarzfärbung, die zu der Bezeichnung Braun- bzw. Schwarzwässer führt (GÖTTLICH 1990, LÖFGREN 2003).

Wie bereits die Ergebnisdarstellung (vgl. Kap. 5.1.2-5.3.1) zeigte, bestehen hinsichtlich der organischen Wasserparameter deutliche Unterschiede zwischen den Testflächen, wie es auch die DOC-Konzentrationen in den Wässern der Testflächenauflüsse (s. Abb. 22) zeigen.

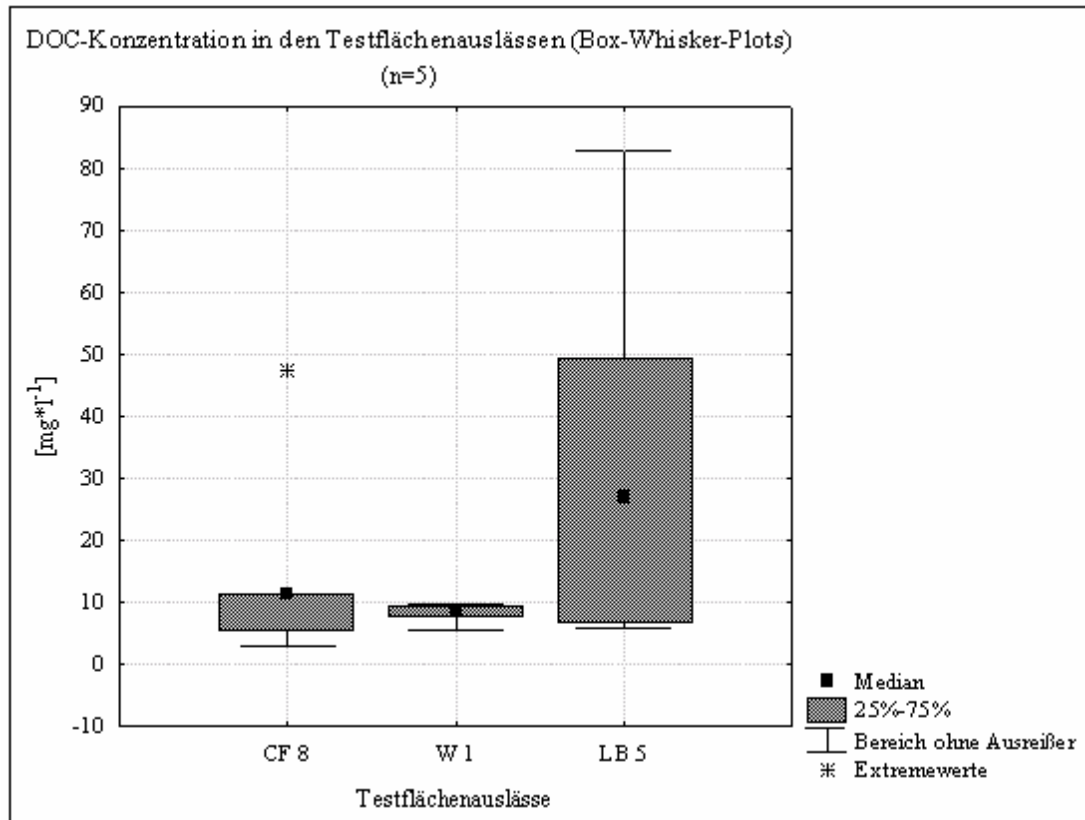


Abb. 22: DOC-Konzentration in den Testflächenauflüssen zu den 5 Messterminen

Die Abb. spiegelt sehr gut das unterschiedliche Niveau der DOC-Konzentrationen in den Testflächen wider, was sowohl im Median als auch in der Streuung der Werte zum Ausdruck kommt. Die insgesamt geringsten DOC-Konzentrationen von stets $<10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ bei einer gleichzeitig sehr geringen Streuung (s. Anlage 18) zeigt die TF Weiße Mulde. Im Vergleich besitzt die TF Carlsfeld eine deutlich höhere mittlere DOC-Konzentration von $11,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ sowie eine höhere Variabilität der Werte (s. Anlage 19). Die Minimalkonzentration in Carlsfeld von $3,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ im Juni 2003 ist die geringste DOC-Konzentration, die innerhalb der Messungen in den Testflächen gemessen wurde. Dem gegenüber ist die Maximalkonzentration der TF von $47,4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (August 2002) um das ca. fünffache höher als das Maximum an der Weißen Mulde. Den mit Abstand höchsten Median von $27,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ sowohl als auch die größte Spannweite wurde am Löffelsbach beobachtet. Der Minimalwert ist mit dem an der Weißen Mulde vergleichbar, während der Maximalwert ca. doppelt so hoch ist wie der in Carlsfeld (s. Anlage 20). Trotz der visuell deutlichen Unterschiede zwischen den

Testflächen sind diese statistisch nicht signifikant ($\alpha=0,05$), wie der U-Test für die Testflächenauflüsse ergab. Das kann einerseits auf den geringen Stichprobenumfang von $n=5$ zurückzuführen sein oder auf den Umstand, dass in allen Testflächen DOC-Konzentrationen $<10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ auftreten.

Noch deutlicher wird der Unterschied zwischen den Testflächen durch die Gewässerfärbung (SAK436) angezeigt, die, aus den bereits für den DOC genannten Gründen, ebenfalls statistisch nicht signifikant war. Die geringsten Färbungswerte wurden für die Wässer der TF Weiße Mulde bestimmt, die immer unterhalb $3 \text{ E}\cdot\text{m}^{-1}$ lagen. Die Messergebnisse standen mit der schwach gelblichen Färbung bei der Probenahme im Gelände sowohl als auch mit den vergleichsweise geringen DOC-Konzentrationen der Wässer im Einklang. Demgegenüber waren die Probenwässer der Testflächen Carlsfeld und Löffelsbach braun bis dunkelbraun gefärbt, sobald die DOC-Konzentrationen oberhalb von $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ lagen. Der Zusammenhang zwischen Gewässerfärbung und DOC-Konzentration wird von verschiedenen Autoren z.B. FERDA (1973), LILTVED & GJESSING (2003) oder WORRALL et al. (2003a) beschrieben und gilt auch für die Testflächen. In die Korrelationsrechnung wurden alle innerhalb der Testflächen liegende Standorte und die Auslässe ($n=42$) einbezogen. Der ermittelte Korrelationskoeffizient beträgt $R=0,92$ und ist für $\alpha=0,05$ signifikant. Die dadurch erklärte Varianz liegt bei 91-97% und ist hoch signifikant ($\alpha=0,001$).

Qualitativ kann der DOC bzw. der TOC in den Testflächenwässern durch die Fraktionierung gekennzeichnet werden. Wie Tab. 46 ersichtlich macht, bestehen zwischen den Testflächen keine nennenswerten Unterschiede in den prozentualen Anteilen der einzelnen Fraktionen des TOC.

Tab 46: Spanne der TOC-Konzentration und des prozentualen Anteils der Fraktionen am TOC

	n	TOC [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	HS1 [%]	HS2 [%]	BB [%]	NS [%]	AN [%]	P [%]
CF8	3	3,0-11,3	45-81	4-24	5-8	0,5-5	7-8	2-3
W1	4	6,3-9,5	53-78	8-20	6-10	0,5-3	6-11	2-9
LB5	4	7,2-86,0	48-74	9-27	4-12	1-4	7-9	1-5

Den größten Anteil besitzen die hochmolekularen Huminstoffe (HS1 & HS2), die insbesondere die Gewässerfärbung verursachen (vgl. 1. Abschnitt Kap. 6.2.1). Diese hohen Huminstoffgehalte am TOC bzw. DOC sind auf die Ursache zurückzuführen, dass insbesondere Torfe ein ideales Substrat für die Bildung von Huminstoffen als schwer abbaubare Reste der mikrobiellen Zersetzung darstellen (KÖLLE 2003). Auf Grund der geringen Anzahl an durchgeführten Analysen zu Fraktionierung (Ausfall der Analytik nach

Überschwemmung in Folge des Augusthochwassers 2002) ist eine weiterführende Diskussion der Ergebnisse aus der Fraktionierung nicht sinnvoll.

Die zwischen den Testflächen bestehenden Unterschiede in der Höhe der DOC-Konzentrationen können auf verschiedenen Ursachen zurückgeführt werden. Diese werden einerseits in den klimatischen Rahmenbedingungen sowie in saisonal bedingten Effekten gesehen und andererseits in den testflächenspezifischen Eigenschaften der Torfe und des Grabensystems. Im Folgenden sollen diese Ursachenkomplexe in ihrer Wirkung auf die DOC-Konzentrationen der Testflächenwässer einzeln diskutiert werden.

▪ Einfluss der klimatischen Rahmenbedingungen auf die DOC-Konzentration

Die klimatischen Rahmenbedingungen sind durch das in den Testflächen herrschende Lokalklima gegeben, was insbesondere auf die unterschiedliche orographische Lage der Testflächen zurückzuführen ist (s. Tab. 47).

Tab. 47: Mittlere Höhenlage und langjähriges Mittel (1960-2003) der Wasserhaushaltskomponenten in den Testflächen (Quelle: SCHULZE 2005)

	CF	WM	LB
Höhe [mNN]	925	770	720
Temperatur [°C]	5	6	6
Niederschlag [mm]	1380	1172	1172
Abfluss [mm]	691	475	–
Verdunstung [mm]	619	649	–

Für die DOC-Konzentrationen bedeutend ist das klimatisch bedingte Feuchteangebot, das durch das Verhältnis zwischen Niederschlag, Abfluss und Verdunstung reguliert wird. Denn neben der temperaturabhängigen mikrobiellen Zersetzung ist vor allem die Durchfeuchtung der Torfe entscheidend für die Höhe der DOC-Konzentration (FREEMAN et al., 2002, ÅSTRÖM et al., 2001).

Wie aus der Tab. ersichtlich wird, fallen im langjährigen Mittel in der TF Carlsfeld auf Grund der höheren Lage 208mm mehr Niederschlag als in der TF Weiße Mulde. Gleichzeitig ist auf Grund der niedrigeren Jahresdurchschnittstemperatur in Carlsfeld die Verdunstung um 30mm geringer, so dass in dieser TF 50% des Niederschlages zum Abfluss kommen, während es an der Weißen Mulde nur 41% des Jahresniederschlages sind (SCHULZE 2005). Da in beiden Testflächen der Gesamtabfluss zu rund 90% durch den Grundwasserabfluss gebildet wird (SCHULZE 2005), kann davon ausgegangen werden, dass auf Grund der höheren

Verdunstungsverluste in der TF Weißen Mulde, den Testflächenböden klimatisch bedingt weniger Bodenwasser zur Verfügung steht als der TF Carlsfeld.

Für die TF Löffelsbach ist davon auszugehen, dass auf Grund der unmittelbaren Nachbarschaft zur TF Weiße Mulde und der geringen Höhenunterschiede der gleiche Jahresniederschlag von 1172mm fällt. Durch den hohen Wasserstand in der TF, bedingt durch den Grabenverbau, kann angenommen werden, dass im Vergleich zur Weißen Mulde die Verdunstungsverluste vor allem im Sommer höher sind bei entsprechend geringeren Abflüssen. Einen Hinweis darauf wird von den sommerlich tiefen Wasserständen geliefert, wie es die Auswertung der Pegelmessungen für die TF ergab (vgl. Kap. 5.3.2). Trotzdem ist das Bodenfeuchteangebot in der TF Löffelsbach am größten, was weniger klimatisch als anthropogen durch den Grabenverbau gesteuert ist.

Diese klimatischen Rahmenbedingungen, die am Löffelsbach anthropogen beeinflusst wurden (Verdunstung & Abfluss), sind in ihrem Einfluss auf die DOC-Konzentration der Testflächen schwer zu quantifizieren. Sie müssen jedoch als überlagernde Effekte der im Folgenden diskutierten Prozesse angesehen werden.

▪ Einfluss saisonaler Effekte auf die DOC-Konzentration

Die zu den Beprobungsterminen erfassten unterschiedlich hohen DOC-Konzentrationen in den Testflächenwässern scheinen ihre Ursache in saisonalen Effekten zu haben. Ein grobes saisonales Muster der DOC-Konzentrationen mit Unterschieden zwischen warmen und kalten Monaten ist für alle Testflächen zu erkennen. Betrachtet man aber den DOC der Testflächenauflüsse zu den einzelnen Messterminen genauer (s. Tab. 48), reagieren die Testflächen sehr unterschiedlich, was im Folgenden diskutiert werden soll.

Tab. 48: DOC-Konzentration [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$] an den Testflächenauflüssen zu den fünf Messterminen

	CF8	W1	LB5
Mai 2002	11,3	9,8	49,2
August 2002	47,4	8,6	27,1
November 2002	5,6	7,7	6,0
April 2003	11,5	9,4	7,0
Juni 2003	3,0	5,7	82,8

Im **Mai und August 2002** wurden an allen Testflächenauflüssen jeweils für die Testflächen hohe DOC-Konzentrationen gemessen, die auf die warmen Temperaturen des Spätfrühjahrs

(Mai) und Sommers (August) bei gleichzeitig feuchten Witterungsverhältnissen zurückzuführen sind (s. Tab. 49).

Tab. 49: Witterung in den Testgebieten 10 Tage vor den Beprobungsterminen im Mai und August 2002

	CF	WM	LB
Beprobungstermin	26.05.2002	25.05.2002	
10-tägige NS-Summe [mm]-15.05.-24.05.2002	39,2	21,5	
10-tätiges T-Mittel [°C]-15.05.-24.05.2002	12,6	14,0	
Beprobungstermin	07.08.2002	06.08.2002	
10-tägige NS-Summe [mm]-27.07.-05.08.2002	37,7	37,9	
10-tätiges T-Mittel [°C]-27.07.-05.08.2002	17,7	18,3	

Auch andere Autoren beschreiben aus ihren Untersuchungen die höchsten DOC-Konzentrationen im Sommer, z.B. WORRALL et al. (2003a) für britische Moore, HRUŠKA et al. (1996) und HEJTZLAR et al. (2003) für tschechische Moore sowie KULLBERG et al. (1993) für schwedische Moore und CLAIR et al. (2002) in Kanada. Ursache ist die sommerlich hohe biologische Aktivität im Boden, die zu einem gesteigerten mikrobiologischen Umsatz führt, so dass vermehrt potentiell in Wasser löslicher, organischer Kohlenstoff gebildet wird (WORRALL et al., 2004). Verbunden mit feuchter Witterung wie im Sommer 2002, führt die Infiltration von Wasser in den Torfkörper zur Lösung des mobilen Kohlenstoffs und mit dem erhöhten Wasserdurchfluss zu den hohen DOC-Konzentrationen im Abfluss der Testflächen (FREEMAN et al., 2002).

Deutlich niedriger sind die DOC-Konzentrationen in Carlsfeld und am Löffelsbach zum Termin im **November 2002**. An der Weißen Mulde ist die Konzentration im Vergleich zum Sommer nur geringfügig verringert. In diesen Messwerten spiegeln sich die winterlichen Witterungsbedingungen zum Messtermin und in der 10-tägigen Periode davor wider (s. Tab. 50).

Tab. 50: Witterung in den Testgebieten 10 Tage vor dem Beprobungstermin im November 2002

	CF	WM	LB
Beprobungstermin	09.11.2002	08.11.2002	
10-tägige NS-Summe [mm]-29.10.-07.11.2002	67,7	60,5	
10-tätiges T-Mittel [°C]-29.10.-07.11.2002	1,5	2,6	

Insbesondere in der Periode vom 05.-07.11.2002 fiel die Tagesmitteltemperatur auf <0°C, so dass zu den Messterminen die Testflächen schneebedeckt waren. Die insgesamt geringen

Tagesmitteltemperaturen im Spätherbst und Winter führen ab 3°C zu einer starken Verminderung bzw. ab 0°C zum Erliegen der biologischen Aktivität im Boden (GRUNEWALD & SCHMIDT 2005), so dass kaum bzw. keine Zersetzungsprozesse stattfinden. Demzufolge wurden in den Testflächenabflüssen nur geringe DOC-Konzentrationen gemessen. Da zu den Beprobungsterminen am 08./09.11.2002 die Tagesmitteltemperatur wieder knapp über 0°C lag, ist ein durch schmelzenden Schnee hervorgerufener Verdünnungseffekt auf die Testflächenwässer nicht auszuschließen, der ebenfalls zu den geringen DOC-Konzentrationen beitrug. Auch KULLBERG et al. (1993) und HRUŠKA et al. (1996) erfassten im Winter die geringsten DOC-Konzentrationen in ihren Untersuchungsgebieten.

Zum Messtermin am **22. April 2003** ist für die Testflächen Carlsfeld und Weiße Mulde wieder ein Anstieg der DOC-Konzentrationen zu verzeichnen, die auf dem Niveau vom Mai 2002 liegen. Am Löffelsbach ist die Veränderung nur als geringfügig zu bezeichnen. Zu diesem Termin hatte in allen Testflächen die Schneeschmelze begonnen, wie die Tagesmitteltemperaturen von rund 7°C (CF: 6,9°C, WM/ LB: 7,3°C) in der 10-tägigen Periode vor dem Messtermin zeigen. Trotz der vergleichbaren Witterungsverhältnisse in den Testflächen führt der Schmelz- und Auftauprozess zu sehr unterschiedlichen DOC-Konzentrationen der Testflächen.

Die TF Carlsfeld war noch schneebedeckt, so dass Ab- und Auftauprozesse erst begonnen hatten. Trotzdem waren die DOC-Konzentrationen im Vergleich zum November bereits erhöht. Der Vergleich mit der Messstelle CF10, wo zu diesem Termin eine DOC-Konzentration von rund 22 mg·l⁻¹ gemessen wurden, deutet an, dass die Tauprozesse in den oberhalb der TF liegenden Flächen bereits weiter fortgeschritten waren. Im Rückschluss kann daraus abgeleitet werden, dass die maximale DOC-Konzentration aus der TF in Folge der Schneeschmelze mit dieser Beprobung noch nicht erfasst wurde. In der TF Weiße Mulde war der Schnee zum Messtermin bereits geschmolzen. Auf Grund der gesamten Schneeschmelzsituation sowie der Auftauprozesse im Boden wurde der höchste Abfluss aus der TF innerhalb des gesamten Untersuchungszeitraumes bestimmt (vgl. Tab 23). Durch die Reaktivierung des Bodenwasserflusses wurde der im Boden vorliegende mobile, organische Kohlenstoff im Wasser gelöst und als DOC ausgetragen. Der sich in den beiden genannten Testflächen durch die Schneeschmelze andeutende Peak des Abflusses und der DOC-Konzentration wird auch in der Literatur z.B. von GJESSING (2003) und HESSEN & TRANVIK (1998) beschrieben.

Die Ursache für die geringe DOC-Konzentration der TF Löffelsbach wird ebenfalls in der Schneeschmelze gesehen. Es scheint, dass bedingt durch den Grabenverbau, der Abfluss vor allem vom Oberflächenabfluss (Schmelzwasser) ähnlich einem Sättigungsflächenabfluss gebildet wurde, der durch geringe DOC-Konzentrationen gekennzeichnet war.

Der fünfte Messtermin im **Juni 2003** (14.06.2003) war durch die drastische Reduktion der DOC-Konzentrationen in den Testflächen Carlsfeld und Weiße Mulde sowie konträr dazu die Maximalkonzentration am Auslass der TF Löffelsbach gekennzeichnet. Ursache ist wieder die sommerliche Witterung, die jedoch im Gegensatz zum Sommer 2002 durch große Trockenheit allgemein und zum genannten Messtermin charakterisiert war (s. Tab. 51)

Tab. 51: Witterung in den Testgebieten 10 bzw. 5 Tage vor dem Beprobungstermin im Juni 2003

	CF	WM	LB
Beprobungstermin	14.06.2003	14.06.2003	
10-tägige NS-Summe [mm]-04.06.-13.06.2003	56,7	6,5	
10-tätiges T-Mittel [°C]-04.06.-13.06.2003	17,9	18,9	
5-tägige NS-Summe [mm]-09.06.-13.06.2003	8,4	5,8	
5-tätiges T-Mittel [°C]-09.06.-13.06.2003	18,0	19,0	

Die sehr trockene Witterung führte zu einer starken Reduktion der Abflüsse sowie zum Austrocknen der Wassermessstellen CF10 in Carlsfeld sowie W2, W3 und W5 an der Weißen Mulde. An den verbliebenen Messstellen wurden die geringen Abflüsse durch die niedrigsten DOC-Konzentrationen aller Messtermine charakterisiert. Diese so genannten Niedrigwasser- oder Trockenwetterabflüsse entstammen nicht mehr dem Torfkörper, sondern dem unterlagernden mineralischen Substrat, wie schon UHDEN (1972) bei seinen Untersuchungen im Harz feststellte. Deshalb sind sie durch sehr geringe DOC-Konzentrationen charakterisiert, was auch FERDA (1973) bei seinen Untersuchungen tschechischer Gebirgshochmoore (u.a. im Erzgebirge) beobachtete.

Im Gegensatz dazu wurde trotz des geringen Abflusses aus der TF Löffelsbach eine sehr hohe DOC-Konzentration am Testflächenauslass gemessen, was auf die speziellen hydrologischen Bedingungen der TF zurückgeführt wird. Im Folgenden sollen die auch innerhalb der TF stark schwankenden DOC-Konzentrationen (s. Anlage 20) betrachtet werden.

Das Wasser an den Messstellen LB1 und LB2 ist durch geringe DOC-Konzentrationen geprägt, verursacht durch den Mineralbodenwassereinfluss an LB1 und den Durchfluss des Feuerlöschteiches (interne Prozesse im Teich) an LB2. Danach durchströmt das Wasser den oberen Teil der überstauten Testfläche, die zu diesem Zeitpunkt im Vergleich zu den anderen Messterminen einer stärkeren Austrocknung unterlag. Somit ist anzunehmen, dass die oberen

Torfschichten der aeroben Zersetzung unterlagen. Dadurch könnte aufbereitete organische Substanz durch das Wasser mobilisiert und aufgenommen worden sein, was die hohen DOC-Konzentrationen an LB3 erklären würde (FREEMAN et al., 2002). Im weiteren Verlauf durchströmte das Wasser den Rückstauteich (LB4) hinter dem Grabenverbau. Dort wurden im Vergleich zu LB3 wieder geringere DOC-Werte gemessen, die möglicherweise durch Sedimentation und Umbau (Photooxidation, bakteriellen Abbau) der komplexen DOC-Moleküle zu erklären sind (HEIKKINEN 1994, HESSEN et al., 1997, STEINBERG 2001). Der immense Anstieg zu LB5, könnte durch die Tatsache verursacht sein, dass der Abfluss von Wasser, das den Torfkörper neben der Spundwand durchsickerte, gebildet wurde, wodurch eine erneute Aufnahme von organischen Kohlenstoffverbindungen denkbar wäre, da ein hinreichend langer Kontakt zwischen Torfmatrix und Wasser anzunehmen ist (ÅSTRÖM et al., 2001, HEIKKINEN 1994).

Insgesamt muss für die dargelegte Diskussion bedacht werden, dass es sich auf Grund der wenigen Messungen in den Testflächen um die Interpretation von Einzelbeobachtungen zu bestimmten Messterminen handelt. Im Weiteren müssen die Jahre 2002 und 2003 als meteorologische Extremjahre angesehen werden. Der Messtermin im August 2002 lag kurz vor dem „Jahrhunderthochwasser“, während der Sommer 2003 als extrem heiß und trocken einzustufen war.

Anhand der TF Carlsfeld ist es möglich, die eigenen Messungen mit einer langjährigen Messreihe der LTV zu vergleichen. Da zu den Messterminen auch der Abfluss des TEG's (=CF5, s. Anlage 19) beprobt wurde, war es möglich die eigenen Messungen der langjährige Reihe der LTV an diesem Standort gegenüber zu stellen. Durch die LTV wurde seit 1993 der SAK254 und seit März 1995 der DOC gemessen.

Um die fehlenden DOC-Werte zu berechnen, wurde die stets zwischen SAK254 und DOC-Konzentration bestehende enge Korrelation genutzt (CHOW et al., 2003, FORST et al., 1997). Der Korrelationskoeffizient der beiden Parameter für die Daten von 1995 bis 2003 ist signifikant ($\alpha=0,05$) und beträgt $R=0,96$ ($n=107$). Damit werden 83-92% der Varianz erklärt. Auf Grund dieser guten Korrelation kann die folgende Gleichung zur Berechnung der fehlenden DOC-Werte herangezogen werden:

$$\text{DOC} = 0,2323x + 0,3658 \quad [\text{Gl. 8}]$$

In Abb. 23 sind die DOC-Konzentrationen im Zulauf Ost von 1993 bis 2003 einschließlich der eigenen Messungen dargestellt.

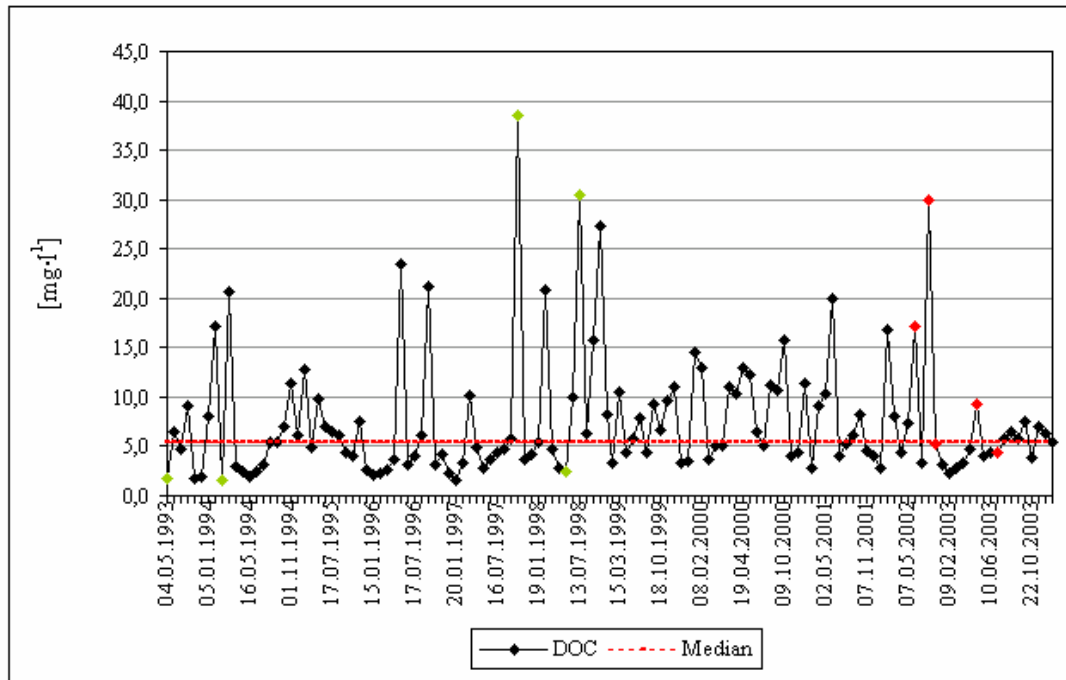


Abb. 23: DOC-Konzentration im Zulauf Ost von 1993 bis 2003 (rote Datenpunkte: eigene Messungen, grüne Datenpunkte: ausgewählte Extremwerte anderer Jahre), (Datenquelle: LTV, eigene Messungen)

Es wird deutlich, dass die selbst erhobenen Daten außer der Messung im November 2002 nicht den Durchschnitt (Median: $5,4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) repräsentieren, sondern Extremwerte im Sinne sehr hoher bzw. sehr niedriger Werte innerhalb der Datenreihe darstellen. Damit ordnen sie sich trotzdem in das gegebene Bild gut ein, da der Messzeitraum davor ebenfalls durch eine hohe Variabilität und Extremwerte charakterisiert war. Durch das langjährige Verhalten der DOC-Konzentration werden die eigenen Messungen unterstützt in dem Sinne, dass sie nicht als statistische Ausreißer zu eliminieren sind, sondern als Maximal- bzw. Minimalwerte der natürlichen Schwankungsbreite anzusehen sind.

Für die TF wie für das TEG gilt weiterhin, dass die DOC-Konzentration im bzw. der DOC-Austrag ins Gewässer stark an Niederschlags- und die entsprechenden Abflussereignisse gebunden ist, weshalb WORRALL et al. (2003a) den DOC-Austrag als „event-basiert“ bezeichnet. Untermauern lässt sich diese Aussage durch den Abgleich mit Klimadaten (Temperatur, Niederschlag) der Station Carlsfeld. Es zeigte sich, dass alle DOC-Konzentrationen $>20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ an Abflussereignisse bei Schneeschmelze oder sehr feuchter sommerlicher Witterung mit Starkregenereignissen ($\geq 10 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ vgl. BERNHOFER & GOLDBERG 2001) gekoppelt waren. Untermauert wird die Abhängigkeit der DOC-Konzentrationen der TF von der saisonalen Witterung wie auch von Witterungsereignissen

durch den signifikanten Unterschied ($\alpha=0,05$) zwischen den DOC-Konzentrationen des Sommers und des Winters. Neben den Niederschlägen ist die Temperatur von entscheidender Bedeutung für die DOC-Konzentration, da sie den mikrobiellen Zersetzungsprozess steuert (BLODAU et al., 2004).

Für die anderen beiden Testflächen konnte ein solcher Vergleich nicht durchgeführt werden, da langjährige Messdaten nicht vorliegen oder die Verhältnisse in den Testflächen nicht ausreichend widerspiegeln. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass die gemessenen Werte auch für diese Testflächen repräsentativ sind. Die TF Löffelsbach nimmt eine Sonderstellung ein, da der Wassereinstau in die Fläche zu teils umgekehrten Prozessen im Vergleich zu den anderen beiden Testflächen führt. Die eigenen Beobachtungen und Messungen finden jedoch bei MOORE et al. (2003) Bestätigung, die die gleichen Phänomene bei einem eingedeichten Feuchtland im Vergleich zu einem natürlichen Feuchtland in Kanada beobachteten.

▪ Einfluss des Zustandes der Torfe auf die DOC-Konzentration

Als eine weitere wichtige Einflusskomponente auf die DOC-Konzentration in den Testflächen werden die testflächenspezifischen Torfeigenschaften gesehen. Von besonderer Bedeutung sind strukturelle Eigenschaften wie Zersetzungsgrad und Torfmächtigkeit, der C-Vorrat der Testflächen sowie physikalische Eigenschaften wie Substanzvolumen, Wasserleit- und Wasserspeicherfähigkeit.

Der **C-Vorrat** (C-Pool) der Testflächen ist von Bedeutung, da wie bereits in Kap. 6.1.1 angedeutet, ein enger Zusammenhang zwischen C-Pool und DOC-Konzentration in Fließgewässern des Erzgebirges nachgewiesen werden konnte. Bei einem Korrelationskoeffizienten von $R^2=0,92$ ($\alpha=0,05$) ist die Beziehung positiv, das heißt mit wachsendem C-Pool steigt auch die DOC-Konzentration im Fließgewässer an (GRUNEWALD & SCHMIDT 2005). In der folgenden Tab. ist der C-Pool der Testflächen der mittleren DOC-Konzentration an den Testflächenauslässen gegenüber gestellt.

Tab. 52: Durchschnittlicher C-Pool der Testflächen und mittlere DOC-Konzentration (Median) an den Testflächenauslässen

	CF/ CF8	WM/ W1	LB/ LB5
C-Pool [$\text{tC}\cdot\text{ha}^{-1}$]	1391	278	548
DOC [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	11,3	8,6	27,1

Es zeigt sich, dass die TF Weiße Mulde mit dem kleinsten C-Pool auch die geringste DOC-Konzentration aufweist. Demgegenüber sind die DOC-Konzentrationen der TF Carlsfeld

entsprechend des deutlich größeren C-Pools höher. Es scheint, dass die DOC-Konzentrationen dieser beiden Testflächen unter anderem durch den genannten Zusammenhang beschrieben werden. Die DOC-Konzentrationen am Auslass der TF Löffelsbach werden durch diese Beziehung offenbar nicht erklärt, was auf den hydrologischen Sonderstatus der TF zurückgeführt wird.

Da die unterschiedlichen DOC-Konzentrationen der Testflächenwässer neben dem C-Pool vor allem durch im Torf ablaufende Prozesse gesteuert werden (FREEMAN 2002, PASTOR et al., 2003, TRANVIK & JANSSON 2002), ist es wichtig, weitere strukturelle und physikalische Torfeigenschaften zu betrachten.

Eine wichtige Rolle spielen die Zersetzungsgrade der Torfe, die die weitere mikrobielle Zersetzung sowohl als auch physikalische Eigenschaften wie z.B. Porengröße und Wasserleitfähigkeit beeinflussen.

Hinsichtlich der Wirkung des Zersetzungsgrades müssen zwei Ansätze diskutiert werden:

Der erste Ansatz vertritt die These, dass stark degradierte, hoch zersetzte Torfe vorwiegend aus schlecht abbaubaren, refraktären Bestandteilen bestehen, was zu einer verminderten Produktion von Zersetzungsresten führt und damit zu geringeren DOC-Konzentrationen im Gewässer (MOORE et al., 2003, WADDINGTON et al., 2001). Auch KALBITZ & GEYER (2002) führen verminderte DOC-Konzentrationen aus Mooren mit stark degradierten Torfen auf die Verringerung der Organischen Substanz sowie die starke mikrobielle Veränderung der wasserlöslichen C-Komponenten zurück. Mit Hilfe dieses Ansatzes könnten die geringen DOC-Konzentrationen der TF Weiße Mulde auf die extrem degradierten Torfe der TF zurückgeführt werden. Demgegenüber sind die höheren DOC-Konzentrationen der Testflächen Carlsfeld und Löffelsbach unter anderem durch die besser erhaltenen Torfe erklärbar, die auf Grund ihrer geringeren Zersetzungsgrade ein besseres Substrat für die mikrobielle Zersetzung darstellen.

Als zweiter Ansatz muss verfolgt werden, dass Extraktionsversuche mit unterschiedlich zersetzten Torfen der TF Salzflüßchen ergaben, dass aus den durch Entwässerung stark zersetzten Torfen (H7-H10) der oberen 0-100cm im Durchschnitt 25 mgDOC·g⁻¹TS (Trockensubstanz) extrahiert werden konnten. Dagegen wurden aus geringer zersetzten Torfen (H2-H6) in Tiefen ab 100cm im Durchschnitt nur noch 17 mgDOC·g⁻¹TS extrahiert (GRUNEWALD & SCHMIDT 2005). Daraus könnte geschlossen werden, dass in der TF Weiße Mulde die höchsten DOC-Konzentrationen hätten beobachtet werden müssen. Da jedoch in dieser TF im Mittel die geringsten DOC-Konzentrationen gemessen wurden,

besitzen offenbar andere Torfeigenschaften und Prozesse einen stärkeren Einfluss auf die DOC-Konzentration der Testflächen.

Von großer Bedeutung für die DOC-Konzentration werden die hydrologischen Eigenschaften und hydrologischen Prozesse (ÅSTRÖM et al., 2001) im Torfkörper angesehen, die insbesondere auf die strukturellen und physikalischen Torfeigenschaften zurückzuführen sind. In Tab. 53 sind diese für die Testflächen noch einmal zusammen gefasst, um im folgenden Aussagen in Bezug auf die DOC-Konzentrationen ableiten zu können.

Tab. 53: Mittlere Physikalische Torfeigenschaften der Testflächen (Quelle: Eigene Messungen (Bodenfeuchte: Werte CF & WM von 2002, Werte LB geschätzt), KAHLERT 2005)

	CF	WM	LB
Torfmächtigkeit [cm]	239	30	67
Zersetzungsgrad	H5-H8	H9-H10	H7-H8
Substanzvolumen [%]	7,5-12 (SV4)	>12 (SV5)	>12 (SV5)
Porenvolumen [%]	89-92	82	87
Bodenfeuchte [%]	87 (n=12)	77 (n=9)	>90
Wasserspeicherkapazität [%]	90-94	75	65
kf-Wert [$\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$]	$2,0\cdot 10^{-2}$ - $3,4\cdot 10^{-2}$	$3,4\cdot 10^{-2}$	$3,6\cdot 10^{-1}$

Ein enger positiver Zusammenhang wird in der Literatur für **Bodenfeuchte** und DOC-Konzentration beschrieben (EATHERALL et al., 2000, MITCHELL & MC DONALD 1992). Dieser Zusammenhang könnte auch auf die Testflächen übertragen werden. Die starke Degradation der Torfe in der TF Weiße Mulde führen auf Grund ihrer geringen Wasserspeicherkapazität zu vergleichsweise geringen Bodenfeuchtwerten. Demgegenüber bedingen die gering degradierten Torfe der TF Carlsfeld ein größeres Porenvolumen und eine höhere Wasserspeicherfähigkeit, was zu den höheren Bodenfeuchtwerten führt. In der TF Löffelsbach wird die Bodenfeuchte in erster Linie durch die Wiedervernässungsmaßnahmen (Wassereinstau) gesteuert, wodurch die Wirkung der Torfeigenschaften auf die Bodenfeuchte nur eine untergeordnete Rolle spielt. In den geschilderten Unterschieden der Bodenfeuchte in den Testflächen wird ebenfalls eine Ursache für die unterschiedlichen DOC-Konzentrationen gesehen.

Ein weiterer bedeutender Faktor für die DOC-Konzentration ist die **Verweilzeit des Wassers** im Torfkörper, die von den Torfeigenschaften sowohl als auch vom Zustand des Grabensystems abhängig ist. Prinzipiell gilt, je höher die Verweilzeit von Wasser im Torfkörper ist, umso effektiver kann der aufbereitet organische Kohlenstoff gelöst werden

und umso höher ist die DOC-Konzentration im Bodenwasser wie auch im Abfluss (ÅSTRÖM et al., 2001, BLODAU et al., 2004, HEIKKINEN 1994).

Die folgende Betrachtung umfasst zunächst nur die Torfeigenschaften. Anhand der k_f -Werte und dem Wissen um die mittlere Torfmächtigkeit in den Testflächen lässt sich ein theoretisches Rechenexperiment durchführen. Aus der Division der Moormächtigkeit und der k_f -Werte kann berechnet werden, wie lange das Wasser theoretisch brauchte, um den gesamten Torfkörper zu durchströmen. Es wird angenommen, dass das Wasser im Torfkörper mehrheitlich senkrecht versickert und zum so genannten Grundwasserabfluss an der Moorbasis (EGGELSMANN 1989, vgl. Schulze 2005) gelangt.

Das Experiment zeigt, dass das Wasser in der TF Carlsfeld theoretisch 2,0-3,3h und in der TF Weiße Mulde 0,25h brauchte, um den Torfkörper komplett zu durchströmen. Bei diesen Zeitangaben handelt es sich um rein hypothetische Werte, die auf teilweise gemittelten Werten (z.B. Torfmächtigkeit) beruhen und außerdem auch von anderen Kennwerten wie der Wasserspeicherkapazität oder Porengrößenverteilung der Torfe abhängen. Trotzdem wird ersichtlich, dass allein durch die verschiedenen Torfmächtigkeiten und Wasserleitfähigkeiten unterschiedliche Kontaktzeiten zwischen Bodenwasser und Torfmatrix verursacht werden, die sich entsprechend auf die DOC-Konzentrationen im Moor- bzw. Oberflächenwasser der Testflächen auswirken. Die TF Löffelsbach wurde hierbei nicht beachtet, da wie bereits gesagt (vgl. Kap. 6.1.1), die hydrophysikalischen Eigenschaften der Testfläche durch den Grabenverbau von untergeordneter Bedeutung sind und davon ausgegangen werden kann, dass in dieser TF die höchsten Verweilzeiten des Bodenwassers in den Torfen auftreten. Dementsprechend steigen mit wachsender Verweildauer des Wassers in den Torfen die DOC-Konzentrationen in der Reihenfolge WM→CF→LB an. Da die Verweildauer des Wassers im Torfkörper gleichfalls vom Zustand der Gräben beeinflusst wird, soll deren Wirkung im folgenden Punkt diskutiert werden.

- Einfluss des Zustandes der Gräben auf die DOC-Konzentration

Als weiterer bedeutender Einflussfaktor auf die DOC-Konzentration der Testflächen soll die Wirkung der Gräben in Abhängigkeit von ihrem Zustand erörtert werden, da diese sich auf die hydrologischen Eigenschaften der Testflächen, wie die oberhalb diskutierte Verweilzeit des Wassers oder das Abflussverhalten und damit auf die DOC-Konzentrationen in den Testflächen auswirken.

Beginnend mit der TF **Weiße Mulde** trugen die im Untersuchungszeitraum bis in den mineralischen Untergrund geräumten Gräben entscheidend zu der geringen Verweilzeit des

Wassers im Torfkörper bei, was als eine der wichtigsten Ursachen für die vergleichsweise geringen DOC-Konzentrationen von $<10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ angesehen wird. Diese Hypothese kann durch verschiedene Studien aus der internationalen Literatur gestützt werden, da eine Verbesserung der Wasserqualität durch Absenkung der DOC-Konzentrationen in Folge von Grabenberäumungen auch FERDA (1973), HEIKKINEN (1994), JOENSUU (1996), LUNDIN & BERGQUIST (1990) und SALLANTAU (1992) beobachteten. Die verminderten DOC-Konzentrationen werden auf die geringere Verweildauer des Wassers im Torfkörper und die damit verbundene, weniger effiziente Lösung von DOC zurückgeführt (ÅSTRÖM et al., 2001, PŘIKRYL et al., 2004).

Die Verminderung der Kontaktzeit zwischen Wasser und Torf wird dadurch verursacht, dass die Anlage bzw. Räumung der Gräben zur Unterbrechung des hypodermischen bzw. unterirdischen Abflusses führen und somit den schnellen Direktabfluss auf Grund kürzerer Fließwege zwischen den Gräben begünstigen (DITTRICH et al. 2004). Das führt gleichzeitig zu einem stärker ausgeglichenen Abflussverhalten entwässerter Moorstandorte, dass dem mineralischer Waldböden ähnlich ist (ÅSTRÖM et al., 2001, BRAGG 2002, EDOM 2001, FERDA 1973, LOOPMANN 1996, VOMPERSKY et al, 1992).

Hinsichtlich der Verringerung der DOC-Konzentrationen nach Grabenräumung wird auch der Sedimentation von Huminstoffen an den Bodenpartikeln des mineralischen Untergrundes eine Bedeutung zugemessen (ÅSTRÖM et al., 2001, HEIKKINEN 1994).

Im Gegensatz dazu begünstigt in der TF **Carlsfeld** die Grabenverlandung, die insbesondere in der nordwestlichen Teilfläche weiter voran geschritten ist, die höhere Verweilzeit des Wassers im Torfkörper sowie die effektive Bildung von DOC (ÅSTRÖM et al., 2001, HEIKKINEN 1994). Diese Prozesse finden ihren Ausdruck in den durchschnittlich höheren DOC-Konzentrationen im Vergleich zur TF Weiße Mulde.

Im Weiteren deutet die hohe Spannweite der DOC-Konzentrationen ($3\text{-}47 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) darauf hin, dass durch die verlandenden Gräben das Abflussverhalten der TF sich wieder dem natürlicher Moore annähert (vgl. Kap.2), so dass die DOC-Konzentrationen ereignisbezogen stark ansteigen oder abfallen (WORRAL et al, 2003a). Es sollte außerdem beachtet werden, dass die natürliche Grabenverlandung ein allmählicher Prozess ist. So lange kein neues Akrotelm ausgebildet ist, unterliegt der Moorwasserspiegel saisonalen Schwankungen, die zu einem Wechsel aerober und anaerober Phasen und damit zu einem Wechsel von intensiver DOC-Produktion und DOC-Auswaschung mit hohen DOC-Konzentrationen führen (CHOW et al., 2003, WORRAL et al, 2003a).

Der Sonderstatus der TF **Löffelsbach** wurde bereits mehrfach genannt, da durch den Grabenverbau die hydrologischen Prozesse sowohl als auch die biogeochemischen Prozesse in der TF gesteuert werden. Die im Vergleich der Testflächen höchsten DOC-Konzentrationen können auf mehrere Ursachen zurückgeführt werden.

Durch die ehemalige Entwässerung des Torfstiches unterlagen die Torfe der oxidativen Zersetzung, so dass ein großer Vorrat an mobilem Kohlenstoff entstand. Auf Grund der Wiedervernässung wurde dieser Kohlenstoff gelöst und als DOC ausgetragen. Auch andere Autoren wie LUNDIN & LODE (2004) oder SALLANTAUS (2004) berichten von erhöhten DOC-Konzentrationen auch noch 2-4 Jahre nach der Wiedervernässung. Möglicherweise sind dafür die hydrophoben Eigenschaften oxidativ veränderter Torfe verantwortlich, deren völlige Durchfeuchtung 1-2 Jahre dauern kann (WORRALL et al., 2003a, MITCHELL & MC DONALD 1992), so dass erhöhte DOC-Konzentrationen auch noch drei bis vier Jahre nach der Wiedervernässung auftreten können (WORRALL et al., 2003a, WORRALL et al., 2004). Im Weiteren ist in der TF noch kein funktionierendes Akrotelm ausgebildet (KAHLERT 2005), so dass saisonale Wasserstandsschwankungen auftreten (vgl. Kap. 5.3.2 & s. Anlage 15). In den oberen belüfteten Torfen führt die mikrobielle Zersetzung zur Produktion mobilen Kohlenstoffs, was bei erneut steigenden Wasserständen zu hohen DOC-Konzentrationen führt (FREEMAN et al., 2001a, WORRALL et al., 2003a). Möglicherweise sind die hohen DOC-Konzentrationen der TF auch mit den von FREEMAN et al. (2001b) beschriebenen veränderten Enzymreaktionen erklärbar, die auch im anaeroben Milieu nach Wiedervernässung zu einer erhöhten DOC-Produktion führen.

Die DOC-Konzentrationen können außerdem in Zusammenhang zum Abflussgeschehen gesehen werden. Durch den Grabenverbau wird dieses künstlich dem natürlicher Hochmoore angenähert. Bei Sättigung der Fläche treten oberflächennah hohe Abflüsse auf, die durch vergleichsweise geringe DOC-Konzentrationen charakterisiert sind. Im Gegensatz führen Phasen mit geringen Abflüssen (Niedrigwasserabfluss) zum Wasserfluss durch den Torfkörper, so dass die lange Kontaktzeit zwischen Wasser und Torf zu hohen DOC-Konzentrationen bei geringem Abflussvolumen führt (MOORE et al., 2003).

6.2.2 Anorganische Wasserinhaltsstoffe

- pH-Wert und Elektrische Leitfähigkeit

Die pH-Werte der Testflächenwässer liegen zwischen 3,6 und 5,4 und befinden sich damit in einem für Hochmoore typischen Bereich (EGGELSMANN 1990, HRUŠKA et al., 1996, LUNDIN & BERGQUIST 1990). Auf Grund der ähnlichen Wertespannen und Mediane der

pH-Werte an den Testflächenauslässen (s. Tab. 54) bestehen keine signifikanten Unterschiede.

Tab. 54: pH-Werte und Elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$] der Wässer an den Testflächenauslässen

		CF8	W1	LB5
pH-Wert	n	5	5	5
	Spanne	3,7-4,8	4,2-4,9	4,2-5,0
	Median	4,4	4,8	4,5
Elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	n	4	5	5
	Spanne	63-74	80-87	145-170
	Median	66	81	157

Neben den geringen pH-Werten gilt als weiteres Charakteristikum der Hochmoorwässer ihre Elektrolytarmut, da ihre Wasserspeisung vorrangig aus Niederschlägen entstammt (GELBRECHT & KOPPISCH 2001, EGGELSMANN 1990). Demzufolge sind sie durch geringe elektrische Leitfähigkeiten charakterisiert, die nach EGGELSMANN (1990) für Wässer natürlicher Hochmoore im Bereich zwischen $10\text{-}30\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ liegen. Die Leitfähigkeitswerte der Wässer am Testflächenauslass waren wesentlich höher (vgl. Tab. 54). Die geringsten Werte zeigt die TF Carlsfeld, wo innerhalb der TF (CF7) eine leichte Abnahme zum Testflächenauslass zu beobachten war. Ein deutlich höheres Niveau zeigt die TF Weiße Mulde. Innerhalb der TF (W2, W5) lagen die Leitfähigkeiten zwischen $89\text{-}97\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ und nahmen zum Testflächenauslass ebenfalls geringfügig ab (vgl. Tab. 54). Die mit Abstand höchsten Leitfähigkeiten wurden in der TF Löffelsbach gemessen, die innerhalb der TF zwischen $126\text{-}260\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ lagen, aber zum Testflächenauslass deutlich abnahmen. Die Unterschiede zwischen den Testflächen sind statistisch signifikant ($\alpha=0,05$).

Die erhöhten Leitfähigkeitswerte aller Testflächen sind auf die anthropogene Beeinflussung der Standorte zurückzuführen. Insbesondere die aerobe Zersetzung in Folge der Entwässerung führen zu veränderten Ionenflüssen. Für Moorwässer gestörter Hochmoorstandorte geben TWENHÖFEN (1992) mit $80\text{-}135\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ und BÖHLMANN (2004) mit $65\text{-}182\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ähnliche Leitfähigkeitswerte an.

Die hohen Leitfähigkeiten in der TF Löffelsbach spiegeln eindeutig den Einfluss des eingeleiteten Mineralbodenwassers wider. Nach EGGELSMANN (1990) sind sie mit den Werten der Niedermoore, für die er $200\text{-}500\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ angibt, vergleichbar. Eine mögliche Ursache für diese hohen Leitfähigkeiten könnten die ungewöhnlich hohen Natrium- ($10,3\text{-}29,9\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) und Chloridkonzentrationen ($25,7\text{-}76,7\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) sein, deren Ursache nicht geklärt werden konnte. Sie könnten sowohl geologisch als auch durch verkehrsbedingte staubige

Emissionen sowie winterliche Streusalzgaben der nahe gelegenen Straße verursacht sein. Die Abnahme der Leitfähigkeit sowie der Natrium- und Chloridkonzentrationen zum Testflächenauslass verdeutlichen den abnehmenden Einfluss des Mineralbodenwassers und anderer Emittenten.

▪ Stickstoff

Einen Überblick über die Konzentrationen der mineralischen Stickstoffformen Nitrat- (NO_3^- -N), Nitrit- (NO_2^- -N) und Ammoniumstickstoff (NH_4^+ -N) an den Testflächenauslässen zu den fünf Messterminen gibt folgende Tab.

Tab. 55: NO_3^- , NO_2^- & NH_4^+ -N-Konzentrationen in den Testflächenauslässen zu den 5 Messterminen

	Messtermin	CF8	W1	LB5
NO_3^- [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	25./26.05.2002	1,4	0,7	–
	06./07.08.2002	0,4	0,7	0,12
	08./09.11.2002	2,6	0,9	0,04
	22.04.2003	2,2	2,9	0,06
	14.06.2003	2,7	3,0	–
NO_2^- [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	25./26.05.2002	0,02	0,007	0,1
	06./07.08.2002	–	0,007	0,1
	08./09.11.2002	0,01	0,004	0,005
	22.04.2003	0,01	0,004	0,004
	14.06.2003	0,003	0,001	0,2
NH_4^+ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	25./26.05.2002	0,06	0,05	0,43
	06./07.08.2002	0,56	0,02	1,32
	08./09.11.2002	0,03	0,04	0,03
	22.04.2003	0,52	0,03	–
	14.06.2003	0,04	0,04	–

Für die drei Stickstoffformen sind zum Teil deutliche Konzentrationsunterschiede zwischen den Testflächenauslässen wie auch innerhalb der Testflächen zu erkennen, die jedoch statistisch nicht signifikant sind.

Aus chemischer Sicht sind diese drei Formen Produkte der Mineralisierung von organischem Stickstoff und stehen in einem engen Zusammenhang zum Wasserstand und dem damit verbundenen Redoxmilieu der Testflächen (vgl. Kap. 2).

Aus der Gegenüberstellung der drei Testflächen in Tab. 55 wird deutlich, dass in den Testflächen Carlsfeld und Löffelsbach die stärker reduzierten Formen des NO_2^- - und NH_4^+ -N höhere Konzentrationen als in der TF Weiße Mulde besitzen. In der TF Carlsfeld werden die

vergleichsweise erhöhten NO_2^- - und NH_4 -Konzentrationen auf die durch die Grabenverlandung geförderten anaeroben Bedingungen zurückgeführt. Auch am Löffelsbach werden durch das anaerobe Milieu in Folge der Wiedervernässung die mikrobielle Reduktion und Denitrifikation gefördert, was die reduzierten Stickstoffformen begünstigt (BÖHLMANN 2004, KOPPISCH 2001b, LUNDIN & LODE 2004).

Auf Grund der dominant aeroben Bedingungen in der TF Weiße Mulde sind die NO_3^- -Konzentrationen deutlich höher als die des $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ (vgl. KOPPISCH 2001b). Ähnliche Beobachtungen werden auch von LUNDIN & BERGQUIST (1990) geschildert, die eine Abnahme des Austrages von $\text{NH}_4\text{-N}$ und eine Zunahme des $\text{NO}_3\text{-N}$ nach Entwässerung eines ombrotrophen Moores feststellten. Auch DOWRICK et al. (1999) berichten von abnehmenden NH_4 -Konzentrationen nach der Entwässerung von Mooren.

In der TF Carlsfeld wurden erstaunlicherweise NO_3^- -Konzentrationen gemessen, die mit denen der TF Weiße Mulde vergleichbar waren. Für die TF Carlsfeld zeigte sich außerdem eine Abnahme der NO_3^- -Konzentrationen innerhalb der TF (CF7) zum Testflächenauslass. Ein Erklärungsansatz für die relativ hohen NO_3^- -Konzentrationen könnte möglicherweise in der sukzessiven Wiedervernässung der TF liegen. Der Wideranstieg des Moorwasserspiegels führt insbesondere in den oberen Torfschichten zu einem Wechsel von Durchfeuchtungs- und Austrocknungsphasen. In diesen wechselfeuchten Torfhorizonten kann es zu einem Anstieg der Stickstoffmineralisierung kommen, der zu einer Erhöhung der NO_3^- -Konzentration im Bodenwasser führt. In den oberhalb des Wasserspiegels liegenden Torfhorizonten dominiert dann nach wie vor der $\text{NO}_3\text{-N}$ (KOPPISCH 2001b). Die beobachtete leichte Konzentrationsabnahme innerhalb der TF deutet auf die vermehrt ablaufende Denitrifikation in der stärker vernässten nordwestlichen Teilfläche hin.

Wie die Auswertung der Daten weiterhin ergab, besteht für die TF ein Zusammenhang zwischen DOC- und NO_3^- -Konzentrationen, der in den anderen beiden Testflächen nicht existiert. Der Korrelationskoeffizient ist signifikant ($\alpha=0,05$) und beträgt $R=-0,8$ ($n=14$). Die erklärte Varianz liegt auf demselben Signifikanzniveau bei 60-95%. Dieser Zusammenhang deutet ebenfalls auf den Wechsel von aeroben und anaeroben Phasen im Torfkörper hin. HILL et al. (2000) fanden ebenfalls eine starke, inverse Beziehung zwischen NO_3^- - und DOC-Konzentrationen. Die höchsten NO_3^- -Konzentrationen in Carlsfeld wurden im November 2002 und Juni 2003 bei den gleichzeitig geringsten DOC-Konzentrationen gemessen. Es ist anzunehmen, dass der Juniwert die Eigenschaften des mineralischen Grundwassers wieder gibt (vgl. Kap. 6.2.1), während die hohe Konzentration im November auf die reduzierte biologische Aufnahme und Transformation des Nitrats hindeutet (CLARK et al., 2004).

Gleichzeitig wurde zu diesem Termin eine sehr geringe NH_4 -Konzentration gemessen, die möglicherweise auf die Verminderung des $\text{NH}_4\text{-N}$ durch den Nitrifikationsprozess zurückzuführen ist (BÖHLMANN 2004).

Für die drei Testflächen sollten außerdem die hohen atmosphärischen N-Depositionen im Westerzgebirge von bis zu $25 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (vgl. Tab. 2) in Betracht gezogen werden, die zu einem Überangebot an Stickstoff in den Testflächen führen können und sich unter anderem in erhöhten NO_3 -Konzentrationen in den Testflächenwässern bemerkbar machen (TWEINHÖFEN 1992).

▪ Schwefel

Als weiterer anorganischer Wasserinhaltsstoff soll die Konzentration des Sulfatschwefels ($\text{SO}_4\text{-S}$) betrachtet werden, die in Abb. 24 für die Testflächenauslässe dargestellt ist.

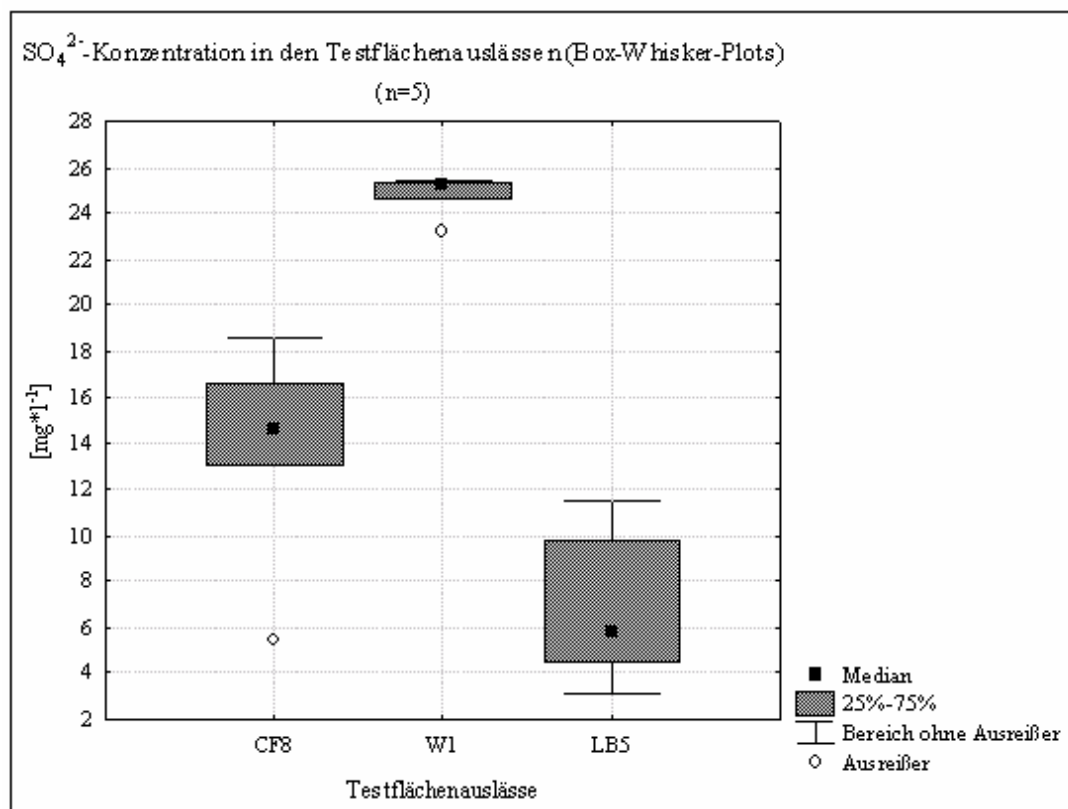


Abb. 24: Sulfatkonzentration an den Testflächenauslässen

Im Vergleich zu den Stickstoffkonzentrationen besitzen die SO_4 -Konzentration in den Testflächen ein insgesamt hohes Niveau, dass zwischen minimal $3,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (LB) und maximal $30,6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (WM) schwankt. Möglicherweise sind diese hohen Konzentrationen auf eine

Mobilisierung und Auswaschung von $\text{SO}_4\text{-S}$ aus Bodenvorräten, die aus den langjährigen Schwefelmissionen entstanden sind, zurückzuführen (SMUL 2001, SMUL 2004).

Im Vergleich der Testflächen sind anhand der Abb. 24 deutliche Unterschiede zu erkennen, die statistisch signifikant sind ($\alpha=0,05$). Die mit Abstand höchsten Konzentrationen wurden in der TF Weiße Mulde gemessen, gefolgt von den Konzentrationen in der TF Carlsfeld mit $<20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ und der TF Löffelsbach mit $<12 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Auch für diese Differenzen wird das unterschiedliche Redoxmilieu im Torfkörper der Testflächen als Erklärungsansatz herangezogen.

Die sehr hohen SO_4 -Konzentrationen der TF Weiße Mulde deuten ebenfalls auf das dominant aerobe Milieu der TF hin. Es ist anzunehmen, dass hier die von KOPPISCH (2001c) und GAUCI et al. (2004) beschriebene Reoxidation und Auswaschung stattfindet bzw. dass die Reduktion des $\text{SO}_4\text{-S}$ erst gar nicht eintritt. Auch CHAPMAN (2001) beschreibt einen erhöhten Austrag von Sulfat aus entwässerten und bewaldeten Mooren in Schottland.

Dagegen ist die TF Löffelsbach überwiegend durch ein anoxisches Milieu gekennzeichnet, dessen reduzierende Wirkung sich innerhalb der TF zum Testflächenauslass hin verstärkt, weshalb dort die geringsten SO_4 -Konzentrationen der TF gemessen wurden. Da der Sulfidschwefel bei der Wasseranalytik nicht analysiert wurde, können die geringen SO_4^{2-} -Konzentrationen der Standorte LB4 und LB5 als Hinweis auf eine verstärkt ablaufende Schwefelreduktion angesehen werden. Dieser Vorgang wird unter anderem auch von ZEITZ & VELTY (2002) bei der Wiedervernässung von Niedermoores Nordostdeutschlands beschrieben. Auch LUNDIN & LODE (2004) beobachteten einen rasche Rückgang der SO_4^{2-} -Konzentrationen nach der Wiedervernässung eines Hochmoores. Neben der Festlegung als Sulfid sollte auch die Ausgasung von Schwefelwasserstoff (H_2S) in Betracht gezogen werden (KOPPISCH 2001c).

Im Vergleich zu den beiden anderen Testflächen nimmt die TF Carlsfeld eine Mittelstellung ein, so dass anzunehmen ist, dass sich die allmähliche Wiedervernässung der TF und der damit verbundene Wechsel oxidativer und reduktiver Vorgänge auch auf die SO_4 -Konzentrationen auswirken. Auf die meist saisonal verursachten Wasserspiegelschwankungen und damit verbundenen Schwankungen der SO_4^{2-} -Konzentration weisen auch DEVITO & HILL (1999) und KOPPISCH (2001c) hin.

Die Datenauswertung ergab für die TF ebenfalls einen signifikanten, negativen Zusammenhang zwischen DOC- und SO_4 -Konzentration. Der Korrelationskoeffizient beträgt $R=-0,97$ ($\alpha=0,05$; $n=14$) und erklärt eine Varianz von 77-98%. Das lässt die Schlussfolgerung zu, dass die geringste am Testflächenauslass gemessene SO_4 -Konzentration von $5,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$

(August 2002) durch anaerobe Verhältnisse im Torfkörper in Folge starker Durchfeuchtung desselben bei entsprechend hohen DOC-Konzentrationen verursacht wurde. Der beobachtete Zusammenhang wird auch von KULLBERG et al. (1993), KÖLLE (2003) und WORRAL et al. (2004) beschrieben. KÖLLE (2003) sieht weiterhin einen Zusammenhang zwischen SO_4 -Reduktion und Huminstoffen, die den prozentual höchsten Anteil des DOC bzw. TOC der Testflächen bilden (vgl. Tab. 46). Nach KÖLLE (2003) wird die Huminstoffbildung durch die Sulfatreduktion begünstigt, weil dadurch Lignin von den Cellulosen und Hemicellulosen im Torf abgespalten und in ein wasserlösliches, refraktäres Ligninderivat überführt wird. Durch die anaeroben Bedingungen kann es jedoch nicht weiter abgebaut werden und bleibt als Huminstoffvorläufer oder umgebaut als Huminstoff erhalten.

■ Phosphor

Der Phosphatphosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$) gilt insbesondere in sauren Hochmooren als Mangelnährstoff (GELBRECHT & KOPPISCH 2001).

In den drei Testflächen wurden in Carlsfeld mit $0,08\text{-}0,26\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ und an der Weißen Mulde mit $0,08\text{-}0,12\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ vergleichbare Konzentrationen gemessen. In der TF Löffelsbach wurden höhere Werte von $0,10\text{-}0,47\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ bestimmt (s. Abb. 25).

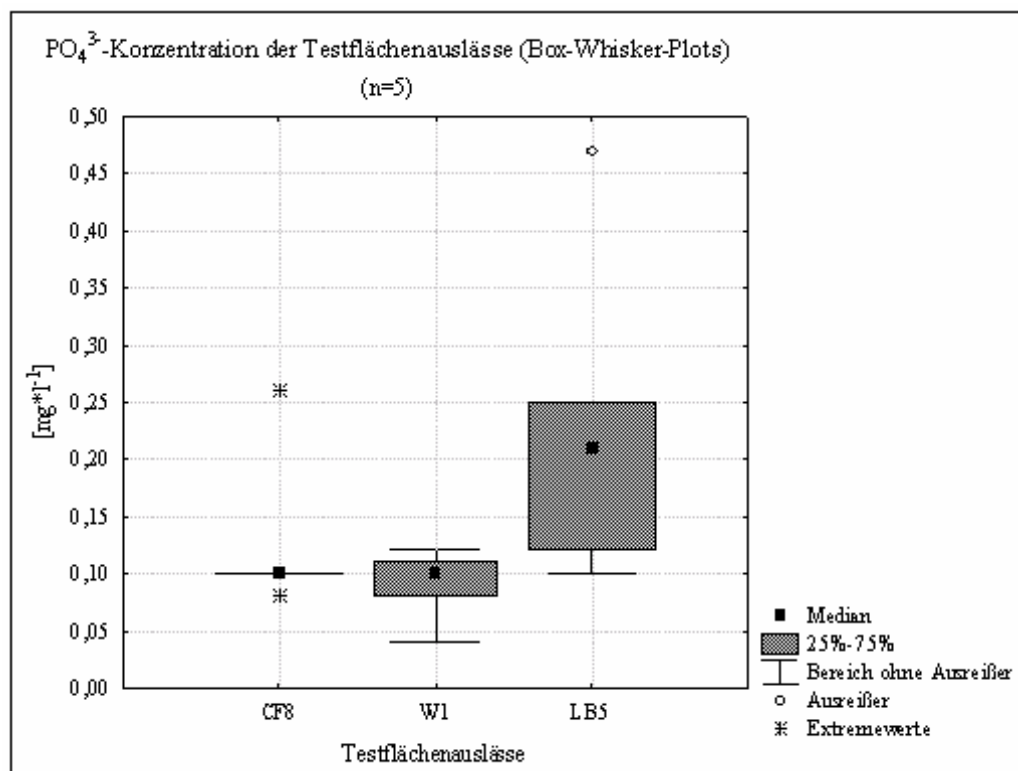


Abb. 25: Phosphatkonzentration an den Testflächenauslässen

Die Unterschiede hinsichtlich der PO_4 -Konzentrationen sind zwischen der TF Löffelsbach und den anderen beiden Testflächen signifikant ($\alpha=0,05$), zwischen den Testflächen Carlsfeld und Weiße Mulde bestehen auf Grund ähnlicher Konzentrationen keine signifikanten Unterschiede. Für die Interpretation der PO_4 -Konzentrationen müssen wie beim Stickstoff und Sulfat die unterschiedlichen Redoxbedingungen in den Testflächen herangezogen werden. Es ist jedoch zu beachten, dass auch entwässerte Hochmoore wegen ihrer Elektrolytarmut durch eine hohe Mobilität des $\text{PO}_4\text{-P}$ gekennzeichnet sind (vgl. Kap.2, z.B. GELBRECHT & KOPPISCH 2001).

In der TF Löffelsbach wurden am Testflächenauslass die höchsten PO_4^{3-} -Konzentrationen gemessen, die auf eine Mobilisierung und Auswaschung des $\text{PO}_4\text{-P}$ schließen lassen. Durch die dominant anaeroben Bedingungen fehlen offenbar freie Al^{3+} - und Fe^{3+} -Ionen für die PO_4 -Festlegung (KUNTZE & SCHEFFER 1991, SCHEFFER 1994). Ebenfalls steigende PO_4 -Konzentrationen beobachteten ZEITZ & VELTY (2002) und MEIßNER & LEINWEBER (2004) nach der Wiedervernässung von Niedermooren sowie LUNDIN & LODE (2004) nach der Wiedervernässung von Hochmooren. Diese Parallelisierung zwischen den Nieder- und Hochmooren ist gerechtfertigt, da die beschriebenen PO_4 -Bindungsmechanismen für alle Moortypen gelten, ein niedriges Redoxpotential vorausgesetzt (GELBRECHT & KOPPISCH 2001, WILLIAMS & SILCOCK 2001).

Die geringen PO_4 -Konzentrationen der TF Weiße Mulde sind möglicherweise auf die intensive Entwässerung zurückzuführen. Es ist anzunehmen, dass die höchsten PO_4 -Konzentrationen bzw. -frachten kurz nach der Entwässerung auftraten (SCHEFFER 1994), so dass bei den eigenen Messungen nur noch geringe Konzentrationen erfasst wurden. Von einer Abnahme der P-Konzentration nach Grabenräumung berichtet auch JOENSUU (1996), was möglicherweise durch einen verstärkt partikulären PO_4 -Austrag verursacht wird, wie ihn LUNDIN & BERGQUIST (1990) für entwässerte Hochmoore beobachteten.

Die PO_4 -Konzentrationen in Carlsfeld besitzen innerhalb der TF ähnliche Werte und erreichten jeweils zum Messtermin im Mai 2002 ihr Maximum. Es scheint, dass durch den Wechsel von aeroben und anaeroben Phasen eine erneute Mobilisierung des $\text{PO}_4\text{-P}$ noch nicht wieder eingesetzt hat, so dass die PO_4 -Konzentrationen auf einem ähnlichen Niveau wie in der TF Weiße Mulde liegen.

Außerdem sollte auch der Entzug von $\text{PO}_4\text{-P}$ aus dem Boden durch die Pflanzen in seiner Wirkung auf die PO_4 -Konzentrationen der Testflächen in Betracht gezogen werden. Die trockeneren Standortbedingungen in den Testflächen Carlsfeld und Weiße Mulde führen zu einer ungehinderten PO_4 -Aufnahme durch die Vegetation, die möglicherweise auch die

geringen PO_4 -Konzentrationen dieser beiden Testflächen bedingen (SCHEFFER & BLANKENBURG 1978). Dafür spricht die Beobachtung von SALLANTAUS (2004), der einen starken Anstieg der P-Konzentrationen nach Kahlschlag eines bewaldeten Moores beobachtete. Im Gegensatz dazu sind die PO_4 -Konzentrationen der TF Löffelsbach auch auf die behinderte und damit verringerte PO_4 -Aufnahme in Folge der anaeroben Standortsbedingungen zurückzuführen (GELBRECHT & KOPPISH 2001).

6.2.3 Vergleich der Stoffausträge aus den Testflächen

Abschließend werden die Stoffausträge der Testflächen verglichen, die von den drei wesentlichen Parametern Stoffkonzentration, Abflussverhalten und Abflussvolumen abhängen.

Die Stoffkonzentrationen und das Abflussverhalten der Testflächen sind, wie in den zwei vorangegangenen Kapiteln gezeigt, von ihrem Zustand abhängig. Das Abflussvolumen wird vor allem durch das Lokalklima und das Verhältnis von Niederschlag, Abfluss und Verdunstung bestimmt. Demzufolge muss eine hohe Konzentration nicht unbedingt auch eine hohe Fracht nach sich ziehen oder umgekehrt. Auf die Unterscheidung zwischen Stoffkonzentration und abflussabhängiger Stofffracht weisen für den DOC-Austrag FREEMAN et al. (2002) sowie PASTOR et al. (2003) hin. Diese Überlegungen können auf alle Stoffausträge aus Hochmooren übertragen werden.

In Tab. 56 ist das Stoffaustragsverhalten der Testflächen verbal wie quantitativ charakterisiert.

Tab. 56: Stoffaustragsverhalten der Testflächen sowie Spanne (n=5) der Stofffrachten an den Testflächenausträgen (MAD in Klammern, Abflüsse s. Kap. 5.1.2, 5.2.1.2, 5.3.2)

	CF	WM	LB
Stoffaustrag	episodisch schwankend	konstant	episodisch schwankend
Testflächenausträge	CF8	W1	LB5
DOC [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]	0,4-21,8 (4,6)	0,03-0,4 (0,1)	0,2-6,9 (1,8)
SO_4^{2-} [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]	1,0-3,2 (0,5)	0,1-1,1 (0,32)	0,02-11,3 (2,5)
NO_3^- [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]	0,1-0,5 (0,1)	0,01-0,1 (0,03)	–
NH_4^+ [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]	0,01-0,3 (0,1)	0,0-0,001 (0)	–
PO_4^{3-} [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]	0,01-0,04 (0,01)	0,0-0,004 (0)	0,01-0,3 (0,1)

In der TF Carlsfeld führen die verlandenden Gräben zu ereignisbezogen hohen Abflüssen, die dementsprechend zu episodisch hohen Stoffausträgen führen. Das gleiche gilt auch für die TF Löffelsbach, wo durch den Grabenverbau dieses Stoffaustragsverhalten noch verstärkt wird. Im Gegensatz dazu sind die Stoffausträge der TF Weiße Mulde als vergleichsweise konstant

einzustufen, was auf das ausgeglichene Abflussverhalten in Folge der Grabenräumung zurückgeführt wird (vgl. Kap. 6.2.1).

Das beschriebene Stoffaustragsverhalten der Testflächen kann auch quantitativ anhand der Stofffrachten nachvollzogen werden (vgl. Tab. 56). Sowohl anhand der Spanne der Frachten wie auch an der Mittleren Absoluten Abweichung ist das zustandsabhängige Austragsverhalten der Testflächen nachvollziehbar.

Im Weiteren ist der direkte Vergleich der Stofffrachten aus den Testflächen möglich. In allen Testflächen sind auf Grund der hohen Konzentrationen ($>5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) die DOC- und die SO_4 -Frachten am höchsten. Die deutlichen absoluten Unterschiede der Frachthöhe in den Testflächen müssen jedoch auf die lokalklimatischen Bedingungen in den Testflächen zurückgeführt werden.

In der TF Carlsfeld wurden die höchsten Stofffrachten beobachtet, da in dieser Testfläche gleichzeitig die höchsten Abflüsse auftraten (vgl. Tab. 47), was auf ihre orographisch höhere Lage im Vergleich zu den beiden anderen Testflächen zurückzuführen ist. Die geringsten Abflüsse und damit die geringsten Stofffrachten traten in der TF Weiße Mulde auf, da auf Grund ihrer geringeren Höhenlage ca. 200mm weniger Niederschlag im Vergleich zu Carlsfeld fiel bei einem gleichzeitig prozentual höheren Verdunstungsanteil. Eine Mittelstellung hinsichtlich der Abflussmengen und Stofffrachten nimmt die TF Löffelsbach ein. Bei der gleichen Jahresniederschlagssumme wie in der TF Weiße Mulde ist anzunehmen, dass durch den hohen Wasserstand und die Vegetation in der TF die Verdunstung einen noch größeren Einfluss auf den Abfluss hat als an der Weißen Mulde (MOORE et al., 2003). Für die warme Jahreszeit ist anzunehmen, dass die reale Verdunstung der TF gleich der Potentiellen Verdunstung ist (BRAGG 2002) und damit zu einer Wasserspiegelabsenkung führt, die sich in sehr geringen Abflüssen und Stofffrachten äußert. Dagegen sinken in der kühleren Jahreszeit die Verdunstungsverluste ab, so dass bei hohen herbstlichen Niederschlägen oder während der Schneeschmelze hohe Wasserstände bzw. Wassersättigung eintreten, die zu hohen Abflüssen und hohen Frachten führen.

6.3 Synthese

6.3.1 Zusammenfassende Betrachtung der Beziehung zwischen Zustand und Stoffaustragsverhalten der Testflächen Carlsfeld, Weiße Mulde und Löffelsbach

Der Zustand der Testflächen als Summe aus Torfeigenschaften, Grabenzustand und Vegetation wird als Hauptursache für die unterschiedlichen Stoffkonzentrationen und Stoffausträge der Testflächen angesehen.

Der Grabenzustand und dementsprechend ihre Funktion verursachen die jeweils spezifische Hydrologie der Testflächen. Die vom Grabenzustand abhängigen Torfeigenschaften (strukturell, chemisch, physikalisch) verursachen im Zusammenwirken mit der Testflächenhydrologie die spezifischen Stoffkonzentrationen sowie das Stoffaustragsverhalten der Testflächen. Des Weiteren besitzt die von Boden- und Grabenzustand abhängige Vegetation durch ihren artspezifischen Stoff- und Wasserhaushalt einen Einfluss auf den Stoff- und Wasserhaushalt der Testflächen, der jedoch nur qualitativ beurteilt werden kann.

Die Stofffrachten sind von den zustandsabhängigen Stoffkonzentrationen und dem Abflussverhalten der Testflächen sowohl als auch von den lokalklimatisch und morphologisch bedingten Abflussmengen abhängig.

In Abb. 26 ist der Zusammenhang zwischen Zustand, Stoffaustrag und klimatischen Rahmenbedingungen schematisch dargestellt.

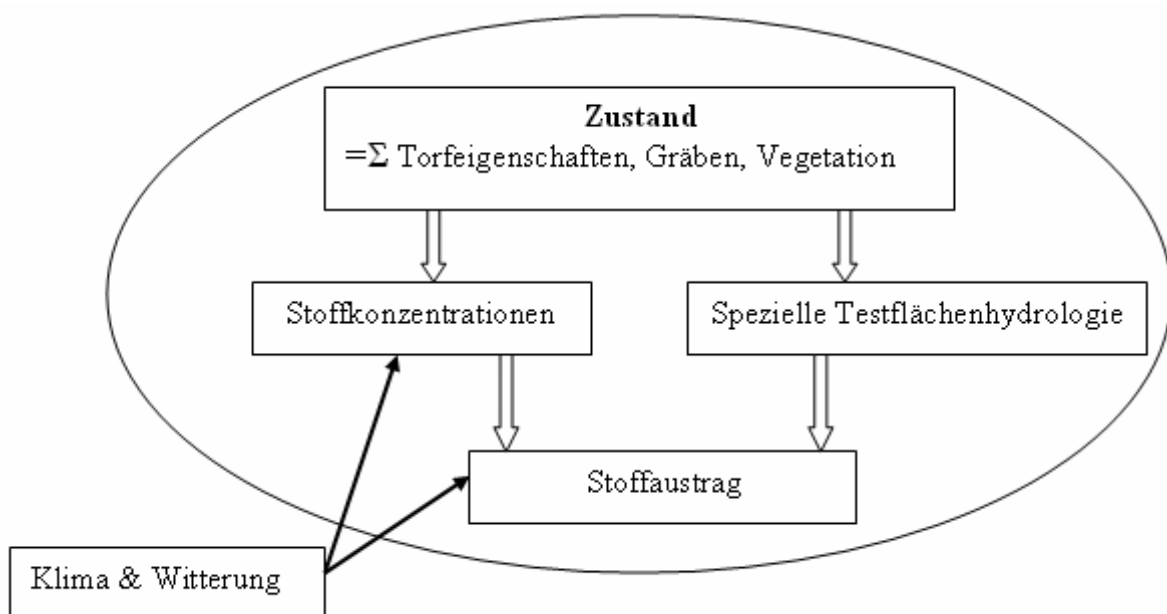


Abb. 26: Schematische Darstellung des Zusammenhanges zwischen Zustand und Stoffaustrag der Moortestflächen

Ausgehend von diesen Überlegungen können die Testflächen zusammenfassend gekennzeichnet sowie die Ergebnisse in einem tabellarischen Überblick dargestellt werden (s. Tab. 57, S. 137).

Die **Testfläche Carlsfeld** ist insgesamt durch einen mäßig gestörten Zustand (Zustandsklasse 2) gekennzeichnet, der aus den mächtigen, gut erhaltenen Torfen bei verlandenden Gräben und einer hochmoornahen Waldvegetation resultiert.

In Folge der Torfeigenschaften und des Grabenzustandes wird Wasser verstärkt in der Testfläche zurückgehalten, was die hohen Verweilzeiten des Wassers im Torfkörper sowie ein hochmoorähnliches, ereignisbezogenes Abflussverhalten verursacht.

Diese Bedingungen führen hinsichtlich der Stoffkonzentrationen zu den insgesamt hohen DOC-Konzentrationen, die jedoch entsprechend der Witterung bzw. zu Witterungsereignissen stark ansteigen bzw. abfallen können. Zudem fördern saisonale Wasserstandsschwankungen hohe DOC-Konzentrationen. Für die Konzentrationen der anorganischen Wasserinhaltsstoffe ist vor allem der Wechsel des Redoxmilieus in Folge von Wasserstandsschwankungen bedeutend. In den Phasen eines niedrigeren Redoxpotentials (anaerobe Phasen) weisen die reduzierten Formen wie der NO_2^- und der $\text{NH}_4\text{-N}$ höhere Konzentrationen im Vergleich zu den Phasen mit höherem Redoxpotential (aerob) auf. Noch deutlicher zeigt sich dieses Wechselspiel bei den oxidierten Formen des $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{SO}_4\text{-S}$, die durch vergleichsweise geringere Konzentrationen in den anaeroben Phasen und höhere Konzentrationen in den aeroben Phasen charakterisiert sind. Dieser Zusammenhang wird durch die bestehenden negativen Korrelationen zwischen DOC und $\text{NO}_3\text{-N}$ sowie DOC und $\text{SO}_4\text{-S}$ gestützt. Die geringen PO_4 -Konzentrationen weisen darauf hin, dass kaum mobiler $\text{PO}_4\text{-P}$ vorliegt bzw. dieser weitestgehend durch die Vegetation aufgenommen wird.

Der DOC-Austrag aus der Testfläche schwankte wie bei den Konzentrationen witterungsbedingt stark. Die höchsten DOC-Frachten wurden in Folge hoher Niederschläge oder bei der Schneeschmelze mit entsprechend hohen Abflüssen beobachtet. Sehr geringe DOC-Frachten entstanden bei Trockenwetterabflüssen. Die höchsten Stofffrachten der anorganischen Wasserinhaltsstoffe wies der $\text{SO}_4\text{-S}$ auf, der auf Grund seiner hohen Konzentrationen verhältnismäßig kontinuierliche Frachten besaß. An zweiter Stelle stehen die NO_3 -Frachten, die durch ihre vergleichsweise hohen Konzentrationen bedingt sind. Insgesamt sind die NH_4 -Austräge als gering einzustufen, die aber in Phasen hoher Wasserstände im Bereich der NO_3^- -Austräge lagen. Am geringsten waren die PO_4 -Austräge.

Die **Testfläche Weiße Mulde** ist durch einen sehr schlechten Gesamtzustand (Zustandsklasse 4) gekennzeichnet, der durch die stark degradierten, flachgründigen Torfe in Folge der

intensiven Entwässerung mit Grabenräumung verursacht wird. Die Grabenräumung im Jahr 2001/ 2002 erfolgte zur Erhaltung des Fichtenforstes, der überwiegend durch mooruntypische Arten geprägt ist.

Die stark degradierten Torfe sowie die geöffneten Gräben verursachen eine geringe Verweildauer des Wassers im Torfkörper. Insbesondere die Grabenräumung fördert den schnellen Direktabfluss, so dass das Abflussverhalten der Testfläche als stärker ausgeglichen zu betrachten ist.

Bezüglich der Stoffkonzentrationen führen diese Verhältnisse zu insgesamt geringen DOC-Konzentrationen, die auf Witterungsereignisse weniger stark reagieren und deshalb durch eine geringere Variabilität gekennzeichnet sind. Trotz der sehr stark zersetzten Torfe, die höhere DOC-Konzentrationen erwarten ließen, schien eine lang anhaltende Durchfeuchtung der Torfe in Folge ihrer schlechten hydrophysikalischen Eigenschaften und der geräumten Gräben in der Messperiode nicht stattzufinden, um höhere DOC-Konzentrationen zu verursachen. Die Konzentrationen der anorganischen Wasserinhaltsstoffe werden vor allem durch die dominant aeroben Bedingungen in den Torfen gesteuert. Dadurch weisen die oxidierten Formen der Stoffe wie $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{SO}_4\text{-S}$ die höheren Konzentrationen auf, während die reduzierten Formen wie $\text{NH}_4\text{-}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ deutlich geringere Konzentrationen besitzen. Die niedrigen $\text{PO}_4\text{-}$ Konzentrationen sind möglicherweise auch auf eine P-Verarmung der stark zersetzten Torfe oder die fast vollständige P-Aufnahme durch die Vegetation zurückzuführen.

Der DOC-Austrag der Testfläche ist als gering einzustufen und schwankt kaum auf Grund der konstanten DOC-Konzentrationen und Abflussmengen, die zu den Messterminen beobachtet wurden. Die insgesamt höchsten Frachten aus der Testfläche wurden für den $\text{SO}_4\text{-S}$ berechnet, der gleichzeitig die höchsten Konzentrationen in den Testflächenwässern besaß. In weiter absteigender Reihenfolge schließen sich die $\text{NO}_3\text{-}$ und $\text{PO}_4\text{-}$ Frachten an, am geringsten waren die $\text{NH}_4\text{-}$ Frachten.

Die **Testfläche Löffelsbach** ist wie die Testfläche Carlsfeld durch einen mäßig gestörten Zustand (Zustandsklasse 2) gekennzeichnet, der vor allem auf die Wiedervernässung durch den Grabenverbau zurückgeführt werden kann. Durch die in Folge des Wasserrückstaus hohen Wasserstände werden die Torfe konserviert und die Vegetationsentwicklung in Richtung eines Seggen-Wollgras-Riedes gelenkt.

Der Grabenverbau verursacht den „kompletten“ Wasserrückhalt in der Fläche, so dass die hydrophysikalischen Torfeigenschaften von untergeordneter Bedeutung sind. Das Abflussverhalten der Testfläche kann, wenn auch anthropogen gesteuert, als hochmoornah eingestuft werden, da Abflüsse nur in Folge der Wassersättigung des Torfköpers eintreten.

Insgesamt werden die geobiochemischen Prozesse der Testfläche vor allem durch die Wiedervernässungsmaßnahmen gesteuert.

Die Stoffkonzentrationen in den Testflächenwässern sind insgesamt durch sehr hohe DOC-Konzentrationen gekennzeichnet, die aber witterungsbedingt eine hohe Variabilität aufweisen. Im weiteren kann angenommen werden, dass die sehr hohen DOC-Konzentrationen durch die Wiedervernässung stark zersetzter Torfe verursacht werden, die zusätzlich durch saisonale Wasserstandsschwankungen und die damit verbundene Austrocknung der oberen Torfschichten begünstigt werden. Die Konzentrationen der anorganischen Wasserinhaltsstoffe werden durch die dominant anaeroben Verhältnisse gesteuert. Die reduzierten Stoffformen des NO_2^- - und $\text{NH}_4\text{-N}$ weisen deutlich höhere Konzentrationen auf als in den anderen beiden Testflächen. Die höchsten PO_4 -Konzentrationen aller Testflächen deuten auf die gesteigerte Mobilität des Phosphors nach der Wiedervernässung hin. Dagegen wurden für den $\text{SO}_4\text{-S}$ die geringsten Konzentrationen aller Testflächen beobachtet.

Der DOC-Austrag aus der Testfläche schwankte in Abhängigkeit von der Witterung und dem Abflussgeschehen stark. Durch den zurück gestauten Teich in Folge des Grabenverbau sind hohe DOC-Konzentrationen an niedrige Abflüsse gekoppelt, so dass hohe DOC-Frachten durch vergleichsweise niedrige DOC-Konzentrationen bei hohen Abflüssen auftreten. Geringe DOC-Frachten wurden in Folge niedriger Abflüsse trotz zum Teil sehr hoher DOC-Konzentrationen beobachtet. Die höchsten Frachten der anorganischen Wasserinhaltsstoffe zeigte der $\text{SO}_4\text{-S}$, die in Folge hoher Abflüsse auftraten und die DOC-Frachten überstiegen. Die geringsten Frachten aus der Testfläche wurden für den $\text{PO}_4\text{-P}$ berechnet.

Die absoluten Unterschiede in der Höhe der Stofffrachten zwischen den drei Testgebieten (s. Tab. 57) sind in den unterschiedlichen lokalklimatischen Bedingungen der Testflächen zu sehen. In Abb. 26 (S. 131) ist deshalb das Klima bzw. die Witterung als externe (rahmengebende) Einflussgröße dargestellt, da sie sich unabhängig vom Zustand der Testflächen auf deren Stoffaustrag über die Abflussmenge auswirkt.

In ihrer Gesamtheit deuten die vorliegenden Ergebnisse darauf hin, dass für die erzgebirgischen Hochmoore ein Zusammenhang zwischen ihrer Nutzung, ihrem nutzungsbedingten Zustand und dem Stoffaustragsverhalten besteht, wie es auch in der internationalen Literatur beschrieben wird. Das heißt, Maßnahmen wie die Grabenräumung verschlechtern zwar den ökologischen Zustand der Moore, führen aber wahrscheinlich zu einer Verbesserung der Wasserqualität durch die Verminderung der DOC-Konzentrationen bzw. DOC-Austräge (z.B. ÅSTRÖM et al., 2001, FERDA 1973, PŘIKRYL et al., 2004). Im Gegensatz dazu führen die natürliche Grabenverlandung oder Maßnahmen des

ökotechnischen Grabenverbaus, die den erst genannten natürlichen Prozess „künstlich“ beschleunigen, zu einer Verbesserung des moorökologischen Zustandes, aber wahrscheinlich zu einer Verschlechterung der Wasserqualität durch den Anstieg der DOC-Konzentrationen und DOC-Austräge (z.B. HEIKKINEN 1994, LUNDIN & LODE 2004, SALLANTAU 2004).

Die erhöhten Stoffausträge insbesondere von DOC in Folge natürlicher oder künstlicher Wiedervernässung werden als temporäres Phänomen angesehen (LUNDIN & LODE 2004, SALLANTAU 2004, TOMASSEN et al., 2004). Entwickeln sich die Moore wieder zu einem akkumulierenden System (Akrotelmneubildung), können sie erneut als Stoffsenke angesehen werden. Bis dahin fungieren sie als Stoffquelle insbesondere für Kohlenstoff (TOMASSEN et al., 2004). Wie lang die Phase bis zur erneuten C-Akkumulation andauert, ist insbesondere im Hinblick auf die Wirkungen des Globalen Klimawandels auf den Stoffhaushalt der Moore nicht bekannt. Trotz der Tatsache, dass natürliche Hochmoore durch ihre positive Stoffbilanz als Stoffsenke fungieren, sind ihre Wässer durch hohe DOC-Konzentrationen und DOC-Frachten im Vergleich zu anderen Ökosystemen gekennzeichnet (BLODAU et al., 2004, GÖTTLICH 1990, KORTELAJINEN 2003, STEINBERG 2001).

Tab. 57: Gegenüberstellung des Zustandes der Testflächen, Stoffkonzentrationen am Testflächenauslass (Mittelwert der 5 Messungen) und Stoffaustrag aus den Testflächen

	CF	WM	LB
Nutzung (aktuell)	extensive Forstwirtschaft	intensive Forstwirtschaft	keine
Eingriff	natürliche Grabenverlandung	Grabenräumung	ökotechnischer Grabenverbau
Torfnächtigkeit (s. Tab. 10)	hoch	gering	gering
Torfeigenschaften (s. Tab. 11)	gut	schlecht	mäßig
Regenerationsflächen (s. Tab. 12)	vorhanden	nicht vorhanden	vorhanden
Vegetation (s. Tab. 13)	Zwergsträucher, Torfmoose	keine hochmoortypischen Arten	Arten armer Zwischenmoore
Gräben (s. Tab. 14)	zunehmend verlandet	funktionsfähig	verbaut
Gesamtzustand (s. Tab. 6)	mäßig gestört	völlig verändert	mäßig gestört
Stoffkonzentrationen (Mittelwerte):			
DOC [mg·l ⁻¹]	hoch [$\mu_5=15,8$]	gering [$\mu_5=8,2$]	sehr hoch [$\mu_5=34,4$]
NH ₄ ⁺ [mg·l ⁻¹]	mittel [$\mu_5=0,24$]	gering [$\mu_5=0,04$]	hoch [$\mu_5=0,59$]
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	mittel [$\mu_5=13,7$]	hoch [$\mu_5=24,8$]	gering [$\mu_5=6,9$]
PO ₄ ³⁻ [mg·l ⁻¹]	gering [$\mu_5=0,13$]	gering [$\mu_5=0,09$]	hoch [$\mu_5=0,23$]
Stoffaustrag:			
DOC	witterungsbedingt hoch od. niedrig	konstant niedrig	witterungsbedingt hoch od. niedrig
SO ₄ -S	konstant mäßig	konstant hoch	witterungsbedingt hoch od. niedrig
PO ₄ -P	konstant niedrig	konstant niedrig	witterungsbedingt hoch od. niedrig

6.3.2 Prognose zur Entwicklung der Testfläche Salzflüßchen nach der Wiedervernässung

Der Moorstandort am Salzflüßchen gehört zu den wenigen Torfstandorten des Osterzgebirges (vgl. Kap. 3.1) und neben dem NSG „Georgenfelder Hochmoor“, dem „Hochmoor Deutscheinsiedel“ sowie dem Torfstandort „Am Töpferwald bei Hermsdorf“ (s. Anlage 3) zu den besser erhaltenen Moorstandorten des Osterzgebirges. Obwohl die Zustandsbewertung durch ZINKE & ULLMANN (2000) wie auch die eigene für die TF Salzflüßchen nur die Zustandsklasse 3 ergab (vgl. Kap. 3.3 & 6.1.1), sind außerdem nur die oben genannten Hochmoorstandorte dieser Zustandsklasse oder einer höheren Klasse zugeordnet. Die übrigen Torfstandorte des Osterzgebirges gehören der Zustandsklasse 4 an (ZINKE & ULLMANN 2000).

Auf Grund dessen wurde von Beginn an das Salzflüßchen in die Maßnahmenplanung zur Renaturierung von Moorstandorten im Erzgebirge durch den Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“ einbezogen (s. Anlage 5, ZINKE & ULLMANN 2000). Durch die großen Torfmächtigkeiten im Zentrum der TF sowie die beginnende Grabenverlandung mit der Bildung initialer Regenerationsstadien sind aus naturschutzfachlicher Sicht (Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“) die Grundvoraussetzungen für eine Wiedervernässung gegeben. Die ersten Maßnahmen in der TF werden im Sommer 2005 durch den Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“ umgesetzt, indem die Gräben im Zentrum durch Spundwände verbaut sowie die peripheren Fanggräben verschlossen werden, so dass Hangwasser wieder einströmen kann. Die Wasserversorgung der TF wäre somit durch Niederschlags- und Hangwasser gewährleistet und mit der am Löffelsbach vergleichbar. Der Abfluss der TF soll ebenfalls durch den Einbau von Überläufen gesteuert werden, so dass bei Wassersättigung ähnlich wie am Löffelsbach Überschusswasser über den Überlauf abfließt. Mit diesen Maßnahmen wird das Ziel einer permanenten Erhöhung der in der TF gespeicherten Wassermenge erreicht (DITTRICH et al., 2004).

Im Folgenden soll diskutiert werden, wie sich diese Maßnahmen auf den Zustand und den Stoffaustrag der TF auswirken werden. Dafür werden die Erkenntnisse von den drei Testflächen im Westerzgebirge genutzt.

- Auswirkungen auf den Zustand der Testfläche Salzflüßchen

Hinsichtlich der chemischen Torfeigenschaften sind nach der Wiedervernässung keine gravierenden Veränderungen zu erwarten. Wie der Vergleich der Testflächen hinsichtlich ihrer chemischen Torfeigenschaften bereits erbrachte (vgl. Kap. 6.1.1), liegen diese in

ähnlichen Größenordnungen. Die Eigenheiten der TF Salzflüßchen äußern sich in den zum Teil signifikanten Unterschieden zu den drei Testflächen im Westerzgebirge (s. Tab. 58).

Tab. 58: Mediane ausgewählter Torfeigenschaften in den Testflächen – signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Signifikanzniveau: $\alpha=0,05$)

	SF	CF	WM	LB
pH-Wert	2,9 ^a	2,6 ^b	3,3 ^c	3,8 ^d
OBS [Gew.-%]	90,8 ^a	96,2 ^b	80,7 ^a	85,2 ^a
Nc-Wert	2,9 ^a	2,1 ^b	2,7 ^a	3,3 ^a
SV [Vol.-%]	15,2 ^a	8,2 ^b	14,1 ^a	13,0 ^a

Durch die Wiedervernässung werden die Torfe am Salzflüßchen konserviert und ihre chemischen Eigenschaften bleiben weitestgehend erhalten. Nur die oberflächen nahen Torfe, die im Bereich der saisonalen Wasserstandsschwankungen liegen, werden auch in Zukunft bei absinkenden Wasserständen oxidativen Veränderungen unterliegen. Insbesondere im Hinblick auf die Auswirkungen des globalen Klimawandels, könnte die Häufung sommerlicher Trockenperioden wie im Jahr 2003 diesen Effekt verstärken. Einen Hinweis darauf gibt die starke Wasserstandsabsenkung am Löffelsbach im Sommer und Herbst 2003, wie es auch in der Anlage 15 zu sehen ist.

Hinsichtlich der physikalischen Torfeigenschaften sind durch die Wiedervernässung Veränderungen zu erwarten, da durch den künstlich verursachten hohen Wasserstand in den Torfen auch ihr Wassergehalt erhöht wird (DITTRICH et al., 2004). Durch den damit verbundenen Auftrieb könnten die Torfe bis zu einem gewissen Grad aufschwimmen. In wie weit das zu einer Verbesserung der physikalischen Eigenschaften wie z.B. Substanzvolumen, was derzeit in den oberen 200 cm mit den Substanzvolumina der TF Weiße Mulde vergleichbar ist, führt, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden. Auf Grund des höheren Gesamtporenvolumens und der höheren Wasserspeicherkapazität der Torfe in der TF Salzflüßchen gegenüber der TF Löffelsbach könnten nach der Wiedervernässung die saisonalen Wasserspiegelschwankungen in der TF Salzflüßchen geringer sein. Wie bereits angesprochen, dürften extreme Trockenperioden wie 2003 trotzdem zu starken Wasserspiegelabsenkungen führen, was insbesondere durch die hohen Wasserleitfähigkeiten der oberflächennahen Torfe verursacht wird (KAHLERT 2005).

Im Weiteren sind deutliche Veränderungen für die Vegetation zu erwarten. Die auf der TF derzeit dominante Fichte wird in Folge des steigenden Wasserspiegels großteils absterben und nur auf vergleichsweise trockenen, leicht erhöhten Standorten und im Randbereich überleben.

Auch die Zwergsträucher werden auf ähnliche Standorte zurückgedrängt. Da wie am Löffelsbach mineralisches Hangwasser der Fläche wieder zugeführt werden soll sowie auf Grund ähnlicher trophischer Torfeigenschaften ist zu erwarten, dass sich überwiegend schwach-mesotrophe Standortsbedingungen herausbilden werden, die vor allem durch das Pfeifengras (*Molinia caerulea* Moench.), Seggen (*Carex* spec.), Binsen (*Juncus* spec.) und Wollgräser (*Eriophorum angustifolium* L., *Eriophorum vaginatum* L.) besiedelt werden. Gleichzeitig werden die Wuchsbedingungen der Moose insbesondere der Torfmoose (*Sphagnum* spec.) verbessert. In wieweit die Ansiedlung oligotropher, torfbildender *Sphagnum*-Arten vonstatten geht, bleibt abzuwarten. Es ist anzunehmen, dass bei den derzeit hohen Stickstoffdepositionen und der zu erwartenden Mobilisierung von Zersetzungsprodukten der Torfe nach der Wiedervernässung verstärkt N-tolerante Torfmoosarten wie z.B. *Sphagnum fallax* auftreten werden (BÖHLMANN 2004, TWENHÖFEN 1992). Diese Art besitzt derzeit schon hohe Flächenanteile in der Moosschicht der TF (vgl. Kap. 5.2.2.2).

Ob eine für die erzgebirgischen, ombrosoligenen Gehängehochmoore typische Nährstoffverarmung in Folge der steigenden Fließlängen des Wassers und dem wachsenden ombrogenen Einfluss vom oberen Moorrand zum Zentrum bzw. unteren Randgehänge in der TF stattfinden wird (vgl. Kap. 3), bleibt ebenfalls abzuwarten. Es ist anzunehmen, dass eine Oligotrophierung wenn nur langfristig zu erwarten sein wird und mit der Ausbildung eines effektiv wirksamen Oberkantenlaggs einhergehen muss.

Zusammenfassend kann geschlussfolgert werden, dass durch die geplanten Maßnahmen eine Verbesserung des moorökologischen Zustandes der TF eintreten wird, die aus dem verbesserten Wasserhaushalt (DITTRICH et al., 2004), dem erhöhten Flächenanteil mit Hoch- und Zwischenmoorcharakter, dem gesteigerten Anteil an Regenerationsflächen sowie dem Wandel der Biotopausstattung resultiert.

▪ Auswirkungen auf Stoffkonzentrationen und Stoffaustrag der Testfläche Salzflüßchen

Die Messung chemischer Wasserinhaltsstoffe im Salzflüßchen (Messstelle RB6, s. Anlage 12) kurz vor seiner Einmündung in den Rauschenbach erbrachte für den Zeitraum von Mai 2001 bis November 2004 folgende Ergebnisse:

Tab. 59: Organische und Anorganische Wasserinhaltsstoffe an der Messstelle RB 6 (Messzeitraum: 16.05.2001-28.11.2004), (s.....Standartabweichung)

	n	Median	Spanne	25-Quartil	75-Quartil	s
DOC [mg·l ⁻¹]	109	4,3	2,0-26,0	3,0	6,9	4,2
SAK436 [E·m ⁻¹]	95	1,2	0,4-4,8	0,8	1,8	0,9
pH	114	6,4	4,5-7,5	6,2	6,7	0,4
LF [μS·cm ⁻¹]	112	130,7	73,5-159,6	116,6	138,9	16,7
NH ₄ ⁺ [mg·l ⁻¹]	57	0,03	0,01-0,41	0,02	0,06	0,1
NO ₃ ⁻ [mg·l ⁻¹]	111	6,7	2,2-9,3	6,1	7,6	1,3
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	109	35,1	17,2-48,0	30,2	37,2	5,4
PO ₄ ³⁻ [mg·l ⁻¹]	90	0,07	0,005-0,23	0,05	0,1	0,04

Die in der Tab. dargestellten Werte spiegeln aber nicht nur die TF, sondern das gesamte TEG des Salzfließchens wider. Wie die Auswertung sowohl der Stoffkonzentrationen als auch von Klimadaten zeigte, wurden witterungsbedingt in Folge starker Niederschläge oder von Schneeschmelzen die höchsten DOC-Konzentrationen von >10 mg·l⁻¹ (Werte >75%-Quartil) gemessen, deren Ursprung vor allem in der TF gesehen wird. Gleichzeitig wurden zu diesen Messterminen die geringsten Leitfähigkeiten, NO₃- und SO₄-Konzentrationen (Werte <25%-Quartil) sowie die höchsten NH₄-Konzentrationen (Werte >75%-Quartil) gemessen. In diesem Verhalten wird ebenfalls der Einfluss der TF gesehen. Signifikante Korrelationen zwischen DOC-Konzentration und den Konzentrationen der genannten Stoffe konnten jedoch nicht gefunden werden.

Mit Beginn der Wiedervernässung und steigendem Moorwasserspiegel wird es zur Mobilisierung der Produkte aus der jahrelangen aeroben Torfzersetzung kommen, was sich wie folgt in den Stoffkonzentrationen im Abfluss der TF äußern könnte:

Es ist anzunehmen, dass besonders rasch die DOC-Konzentrationen einschließlich der Gewässerfärbung ansteigen werden (LUNDIN & LODE 2004, SALLANTAUSS 2004). Da die Torfe bis zu 1,5m Mächtigkeit besonders stark degradiert sind (vgl. Kap. 5.2.2.1 & 6.1.1), werden insbesondere diese Torfe sehr hohe DOC-Konzentrationen im Bodenwasser wie im Oberflächenwasser fördern. Diese Schlussfolgerung kann aus den Ergebnissen der Extraktionsexperimente gezogen werden, wo aus sehr stark degradierten Torfen der oberen 0-100cm bis zu 26 mg DOC·g⁻¹TS extrahiert wurden (GRUNEWALD & SCHMITD 2005). Des Weiteren verfügt die TF über einen hohen Kohlenstoffvorrat von ca. 1200 tC·ha⁻¹, der auf Grund des geltenden Zusammenhanges zwischen C-Vorrat und DOC-Konzentration ebenfalls hohe DOC-Konzentrationen befördern wird (AITKENHEAD et al., 1999, GRUNEWALD & SCHMITD 2005). Die Dauer erhöhter DOC-Konzentrationen ist davon abhängig, wie schnell

der Moorwasserspiegel wieder ansteigt und wie stark die saisonalen Wasserstandsschwankungen in Abhängigkeit von Witterung und physikalischen Torfeigenschaften ausfallen. Nach LUNDIN & LODE (2004) wird der Anstieg der DOC-Konzentration als Kurzzeiteffekt bezeichnet. Nach ihren Erfahrungen sanken die DOC-Konzentrationen nach 2-3 Jahren auf das Niveau vor der Restauration wieder ab. WORRALL et al. (2003a) bzw. WORRALL et al. (2004) berichten, dass erhöhte DOC-Konzentrationen noch 3-4 Jahre nach der Widerbefeuchtung stark ausgetrockneter Torfe zu beobachten waren, was sie auf die langsame Durchfeuchtung der stark ausgetrockneten und hydrophoben Torfe zurückführen. Möglicherweise führen auch der globale Klimawandel sowie in dessen Folge veränderte Enzymwirkmechanismen im Torf auch in größerer Zukunft zu hohen DOC-Konzentrationen trotz wassergesättigter Torfe (FREEMAN et al., 2001a, FREEMAN et al., 2001b, WORRALL et al., 2004).

Für die anorganischen Stoffe ist auf Grund der anoxischen Verhältnisse mit einem Anstieg der PO_4 -Konzentrationen innerhalb des ersten Jahres zu rechnen (LUNDIN & LODE 2004, SALLANTAUS 2004). SALLANTAUS (2004) beobachtete einen Anstieg der PO_4 -Konzentrationen nach der Wiedervernässung auf das bis zu 5-fache des vorherigen Niveaus. Nach beiden Autoren sinken die hohen Konzentrationen jedoch nach einigen Jahren wieder ab. Dagegen ist langfristig mit der Erhöhung der Konzentrationen des $\text{NH}_4\text{-N}$ und des organischen Stickstoffes sowie mit der Absenkung der NO_3^- - und SO_4 -Konzentrationen zu rechnen (LUNDIN & LODE 2004, SALLANTAUS 2004).

Je nach Anlage der Grabenverbaue und Überläufe werden sich die geschilderten Veränderungen auch auf die Wasserqualität an der Messstelle RB6 im Salzflüßchen sowie im Mündungsbereich auf den Rauschenbach auswirken. Die Untersuchungen in der TF Löffelsbach geben Hinweise darauf, dass die geschilderten Effekte für die DOC-, PO_4 -, NH_4 - und SO_4 -Konzentrationen zutreffen und damit auf die TF Salzflüßchen übertragbar sind.

Für die TF Salzflüßchen muss jedoch in Betracht gezogen werden, dass sie eine wesentlich größere Hangneigung und mächtigere Torfe aufweist, was möglicherweise zu einem langsameren Anstieg des Wasserspiegels im Torfkörper führt. Das könnte wiederum zu stärkeren Wasserspiegelschwankungen führen und damit den Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Phasen in den Torfen nach sich ziehen. Dementsprechend würden Phasen mit erhöhten NO_3^- - und SO_4^{2-} -Konzentrationen mit solchen erhöhter DOC-, NH_4^+ - und PO_4^{3-} -Konzentrationen wechseln. Das Ausmaß der Konzentrationsschwankungen könnte mit denen in der TF Carlsfeld vergleichbar sein. Eine hohe Variabilität der DOC-Konzentrationen, wie es sich auch am Löffelsbach andeutet, könnte mit der Einstellung einer weitestgehend

baumfreien Vegetation auch langfristig erhöht bleiben, da sich für erzgebirgische Einzugsgebiete eine höhere Variabilität der DOC-Konzentrationen aus waldfreien Flächen gegenüber bewaldeten Flächen ergab (GRUNEWALD & SCHMITD 2005).

Die Stofffrachten sind wiederum vom Abflussverhalten der TF sowie von der Abflussmenge abhängig. Auf Grund der Grabenverbaue ist wie bei der TF Löffelsbach damit zu rechnen, dass hohe Abflüsse nur in Folge der Wassersättigung des Torfkörpers eintreten. Da aber in der TF Salzflüßchen derzeit bei einer ähnlichen, langjährigen Jahresniederschlagssumme (1192mm) wie in der TF Löffelsbach durch die höhere Hangneigung ca. 100mm mehr Wasser zum Abfluss kommen (SCHULZE 2005), ist wahrscheinlich mit höheren Abflüssen als am Löffelsbach zu rechnen. Auch wenn in Folge der Wiedervernässung die Verdunstung durch erhöhte Wasserstände in der TF Salzflüßchen steigt.

Hohe Stofffrachten für den DOC, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ sind in Folge warm-feuchter Witterung sowie nach sommerlichen Niederschlagsereignissen oder hohen Herbstniederschlägen in Folge sommerlicher Trockenheit zu erwarten. Hohe SO_4 -Frachten sind insbesondere in Phasen eingeschränkter DOC-Produktion wie Spätherbst, Winter und Schneeschmelze bei oberflächennahen Sättigungsflächenabflüssen zu erwarten.

Die Dauer erhöhter Stoffausträge kann nur nach den wenigen Angaben aus der Literatur (LUNDIN & LODE 2004, SALLANTAUSS 2004) geschätzt werden und könnte zwischen 2-5 Jahren betragen. Unter Einbeziehung der Folgen des Globalen Klimawandels auf den Stoffhaushalt von Mooren ist möglicherweise auch in Zukunft mit andauernd erhöhten DOC- und Stoffausträgen (vgl. Kap. 2) aus der TF zu rechnen.

7 Schlussfolgerungen

Ausgewählte Moortestflächen unterschiedlicher, nutzungsbedingter Zustände im Ost- und Westerzgebirge wurden im Hinblick auf einen Zusammenhang zwischen moorökologischem Zustand und dem Stoffaustrag der Testflächen untersucht. Durch die Erfassung von pedologischen Torfeigenschaften, Vegetation und Eigenschaften des Grabensystems der Testflächen konnte ihr Zustand gekennzeichnet und bewertet werden. Die Messung von organischen und anorganischen Wasserinhaltsstoffen in den Grabenwässern sowie die Bestimmung der Stofffrachten machten Aussagen zum Stoffaustrag der Testflächen möglich. Anhand der Untersuchungsergebnisse sowie aus der Auswertung der internationalen Literatur zeichnet sich ab, dass ein Zusammenhang zwischen Moor-Zustand und Stoffhaushalt bzw. Stoffaustrag besteht. Die vorliegenden Ergebnisse geben weiterhin den Hinweis darauf, dass ein schlechter moorökologischer Zustand mit geräumten Gräben durch insgesamt verminderte Stoffausträge gekennzeichnet ist, während eine Verbesserung des moorökologischen Zustandes durch natürliche Grabenverlandung oder ökotechnischen Grabenverbau mit einem Anstieg insbesondere der DOC-Austräge und einer Abnahme der SO_4 -Austräge einhergeht. Diese Ergebnisse sind vor dem Hintergrund der zum Teil Jahrhunderte dauernden Nutzung erzgebirgischer Hochmoore zu sehen.

Die vorliegenden Ergebnisse werden als repräsentativ für die ausgewählten Moorflächen angesehen, sind jedoch unter Beachtung lokaler Eigenheiten wie z.B. Klima und Geologie nur auf ähnlich strukturierte Hochmoorstandorte des Erzgebirges übertragbar. Anhand der Ergebnisse kann nicht abschließend beurteilt werden, in welchem Maß zustandsverändernde Eingriffe den Stoffhaushalt bzw. Stoffaustrag insbesondere den DOC-Austrag von Hochmooren beeinflussen. Insbesondere vor dem Hintergrund der im Erzgebirge bestehenden Nutzungskonflikte zwischen Naturschutz und der Wasser- und Forstwirtschaft können Empfehlungen für die unterschiedlichen Nutzungsinteressenten nur unter Vorbehalt gegeben werden.

▪ Wasserwirtschaft

Für die Trinkwassergewinnung auf Talsperrenbasis scheint die Revitalisierung von Hochmooren, ob natürlich oder ökotechnisch, sich durch hohe DOC-Konzentrationen negativ auf die Beschaffenheit der die Talsperren speisenden Oberflächenwässer auszuwirken. Demzufolge sind Maßnahmen sinnvoll, die zu einer Verbesserung der Wasserqualität beitragen. Es scheint, dass die Grabenräumung zu der angestrebten Verbesserung beiträgt.

Abschließend kann diese Frage bzw. die Frage nach alternativen Maßnahmen nur durch weitere Studien geklärt werden.

- Forstwirtschaft

Bei der Ableitung von Empfehlungen für die Forstwirtschaft muss nach den Zielen derselben unterschieden werden. Steht die marktorientierte Holzwirtschaft im Vordergrund, ist eine Regeneration von Hochmooren als schlecht zu betrachten, da der ansteigende Moorwasserspiegel sich negativ auf die Vitalität und das Wachstum der Bäume auswirkt bzw. zu deren Absterben führen kann. In diesem Fall ist die Grabenräumung mit der dadurch induzierten Wasserstandsabsenkung auf entsprechend holzwirtschaftlich tragfähigen Standorten als sinnvoll anzusehen. Stehen die Ziele des nachhaltigen Waldumbaus im Vordergrund, ist zu überprüfen inwieweit die Ziele des Waldumbaus und des Naturschutzes konform sind, so dass eine Umsetzung von Maßnahmen im beiderseitigen Interesse möglich ist.

- Naturschutz

Da durch die Jahrhunderte lange Nutzung sich nur noch wenige Hochmoore des Erzgebirges in einem naturnahen Zustand befinden (vgl. Kap.3.3), liegt das prioritäre Ziel des Naturschutzes auf dem Erhalt dieser Hochmoore bzw. auf der Revitalisierung geeigneter Hochmoorstandorte (s. Anlage 5) durch Maßnahmen zur Wiedervernässung. Wie die Ergebnisse der Testfläche Löffelsbach zeigen, führen diese ökotechnischen Maßnahmen zu der angestrebten Verbesserung des moorökologischen Zustandes. Die im Erzgebirge häufig angewandte Praxis der Umsetzung von Revitalisierungsmaßnahmen ohne vorherige Absprache mit anderen Gebietsnutzern führt wiederholt zu den schon mehrfach angesprochenen Nutzungskonflikten. Daher wäre es vor allem auch für die Umsetzung der Ziele des Naturschutzes empfehlenswert, stärker mit anderen Gebietsnutzern zusammen zu arbeiten, um Maßnahmen im gegenseitigen Einverständnis planen und umsetzen zu können.

Es zeigt sich, dass auf Grund der noch vorliegenden Unsicherheiten hinsichtlich des Zusammenhanges zwischen Zustand und Stoffaustausch aus erzgebirgischen Hochmooren sowie der sich daraus ergebenden Schwierigkeiten zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die unterschiedlichen Nutzungsansprüche an erzgebirgische Hochmoore sich der im Folgenden dargestellte **Forschungsbedarf** ableiten lässt:

- Durchführung weiterer vergleichender Studien zur Auswirkung unterschiedlicher Eingriffe und Zustände auf den Stoffaustrag von Hochmooren im Erzgebirge (bereits initiiert). Diese Studien sollten durch eine größere zeitliche Andauer und dichtere Messintervalle gekennzeichnet sein.
- Detaillierte Untersuchungen zum Zustand erzgebirgischer Hochmoore, mit der Erfassung von Torfen (Boden), Vegetation und Grabensystem (falls vorhanden). Insbesondere die pedogenetische Kennzeichnung (z.B. Torfstratigraphie, Torfart, Zersetzungsgrad) der Torfe sowie ihre laboranalytischen Untersuchung hinsichtlich chemischer (z.B. C-, N-Gehalt) und hydrophysikalischer (z.B. kf-, pF-Wert) Kennwerte tragen zum Wissen über die wassergetragenen Stoffflüsse im Torf, den gelösten Stoffaustrag und den Stoffhaushalt der erzgebirgischen Hochmoore bei.
- Chemische Analyse des Moorwassers durch die Installation von Saugkerzen auf Hochmoortestflächen, als Beitrag zur Aufklärung von Stoffflüssen und Stoffhaushalt.
- Laborexperimente mit Torfen unter definierten Bedingungen zur Torfmineralisierung und Bodenatmung, zur Gewinnung von Erkenntnissen zu Umsatzraten und gasförmigen Stoffverlusten. Durch unterschiedliche experimentelle Bedingungen können z.B. auch die Folgen hoher Depositionen (z.B. NO_x) oder erhöhter Temperaturen in Folge des Klimawandels simuliert werden.
- Untersuchungen zum Stoffhaushalt erzgebirgischer Hochmoore verschiedener nutzungsbedingter Zustände einschließlich naturnaher Hochmoore. Es sollten sowohl die Komponenten des Stoffhaushaltes als auch die Wasserhaushaltsgrößen erfasst werden (vgl. BÖHLMANN 2004), so dass Bilanzierungen und damit Aussagen zur Senken- bzw. Quellenfunktion der untersuchten Hochmoore möglich sind.
- Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen (Monitoring) für die Erfassung der Auswirkung langfristiger Prozesse wie z.B. erhöhte NO_x-Depositionen oder des Klimawandels auf die Funktion und den Stoffhaushalt erzgebirgischer Hochmoore

Anhand der daraus gewonnenen Erkenntnisse wären noch präzisere Aussagen zur Wirkung bestimmter Eingriffe auf den Zustand von Hochmooren und ihren Stoff- und Wasserhaushalt möglich. Mit Hilfe von Bilanzierungsansätzen könnten Veränderungen hinsichtlich der Quellen- und Senkenfunktion der Hochmoore in Folge unterschiedlicher Eingriffe erfasst werden. Auf Grund der Erweiterung des Datenpools könnten die Ergebnisse in die Modellierung einbezogen werden. Vor dem Hintergrund des Klimawandels wären mittel- bis

langfristig Prognosen zur Entwicklung der Qualität von Oberflächenwässern aus Hochmooren möglich, die insbesondere für die Trinkwassergewinnung aus Talsperren von Bedeutung sind. Durch die Untersuchung weiterer Hochmoore des Erzgebirges wäre eine Regionalisierung der Ergebnisse möglich.

Schlussendlich könnten detaillierte und fundierte Handlungsempfehlungen zur Moorbehandlung insbesondere in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren gegeben werden, um die durch unterschiedliche Nutzungsinteressen von Wasserwirtschaft, Forstwirtschaft und Naturschutz bedingten Konflikte zu reduzieren.

Literatur

- Aitkenhead, J. A., Hope, D. & M. F. Billet (1999):** The relationship between dissolved organic carbon in stream water and soil organic carbon pools at different scales. – Hydrological processes 13: 1289-1302.
- AG Boden (Hrsg.) (1996):** Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. Auflage, 392 S., Hannover.
- Åström, M., Aaltonen, E-K. & J. Koivusaari (2001):** Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal forested catchment. – The science of the total environment 279: 117-129.
- Baden, A.; W. & R. Eggelsmann (1963):** Zur Durchlässigkeit der Moorböden. – Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 4: 226-254.
- Barsch, H., Billwitz, K. & H.-R. Bork (Hrsg.) (2000):** Arbeitsmethoden in Physiogeographie und Geoökologie. – 612 S., Klett-Perthes, Gotha und Stuttgart.
- Basiliko, N. & J. B. Yavitt (2001):** Influence of Ni, Co, Fe and Na additions on methane production in Sphagnum-dominated northern american peatlands. – Biogeochemistry 52: 133-153.
- Beets, C. P. (1992):** The relation between the area of open water in bog remnants and storage capacity with resulting guidelines for bog restoration. – In: Bragg, O.M., Hulme, P. D., Ingram, H. A. P. & R.. A. Robertson (eds.): Peatland ecosystem and man: An impact assessment. – p. 133-140, Department of Biological Sciences, University of Dundee.
- Behrendt, A. (1996):** Grundwasserlysimeteruntersuchungen zum Wasserverbrauch und zur Nährstoffdynamik bei der Renaturierung von Niedermooren. – In: Schälitz, G., Behrendt, A., Merbach, W., u. M. Fedener: Stoffhaushalt von Niedermooren und hydromorphen Mineralböden des nordostdeutschen Tieflands. Ergebnisse langjähriger und neu konzipierter Lysimeteruntersuchungen. – ZALF-Bericht 26: 28-34, Müncheberg.
- Bernhardt, A. (1971):** Der Naturraum Westerzgebirge. – Sächsische Heimatblätter 17 (2): 54-66.
- Bernhardt, A., Haase, G., Mannsfeld, K., Richter, H. & R. Schmidt (1986):** Naturräume der sächsischen Bezirke. – Sächsische Heimatblätter, Sonderdruck aus den Heften 4/5, 84 S., Dresden.
- Bernhofer, C. & V. Goldberg (2001):** CLISAX – Statistische Untersuchungen regionaler Klimatrends in Sachsen. – Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, 123 S., Dresden.

- Blankenburg, J. (1994):** Hochmoorregeneration. – Entwicklung der Hochmoore. NNA-Bericht 2: 55-56, Schneverdingen.
- Blankenburg, J. & H. Kuntze (1988):** The Integration of Wetlands into Man-Made Landscape of North-West Germany. – Agricultural Water Management 14: 451-458, Amsterdam.
- Blodau, C., Basiliko, N. & T. R. Moore (2004):** Carbon turnover in peatland mesocosms exposed to different water table levels. – Biogeochemistry 67: 331-351.
- Böhlmann, N. (2004):** Wasser- und Stickstoffhaushalt eines soligenen Hangmoores im Hochharz am Beispiel des Ilsemoores. – UFZ-Bericht 21: 252 S.
- Bragg, O. M. (2002):** Hydrology of peat-forming wetlands in Scotland. – The Science of the Total environment 294: 111-1129.
- Brehm, K. (1971):** Ein Sphagnum - Bult als Beispiel einer natürlichen Ionenaustauschersäule. – Beiträge zur Biologie der Pflanzen 47: 287-312.
- Chapman, S. J. (2001):** Sulphur form in open and afforested areas of two scottish peatlands. – Water, Air and Soil Pollution 128: 23-39.
- Chow, A. T., Kenneth, K. T. & S Gao (2003):** Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursors from peat soils. – Water Research 37: 4475-4485.
- Clair, T. A., Arp, P., Moore, T. R., Dalva, M. & F. R. Meng (2002):** Gaseous carbon dioxide and methane, as well as dissolved organic carbon losses from small temperate wetland under a changing climate. – Environmental Pollution 116: S143-148.
- Clark, M.J., Cresser, M. S., Smart, R., Chapman, P. J. & A. C. Edwards (2004):** The influence of catchment characteristics on the seasonality of carbon and nitrogen species concentrations in upland rivers of northern Scotland. – Biogeochemistry 68: 1-19.
- Clymo, R. S. (1963):** Ion exchange in Sphagnum and its Relation to Bog Ecology. – Annals of Botany 27 (106): 309 –324.
- Clymo, R. S. (1992):** Productivity and Decomposition of peatland ecosystems. – In: Bragg, O.M., Hulme, P. D., Ingram, H. A. P. & R.. A. Robertson (eds.): Peatland ecosystem and man: An impact assessment. – p. 3-16, Department of Biological Sciences, University of Dundee.
- Cole, L., Bardgett, R. D., Ineson, P. & J. K. Adamson (2002):** Relationships between enchytraeid worms (Oligochaeta), climate change and the release of dissolved organic carbon from blanket peat in northern England. – Soil Biology and Biochemistry 34: 599-607.

- Dawson, J. J. C., Billet, M.F., Hope, D., Palmer, S. M. & C. M. Deacon (2004):** Sources and sinks of aquatic carbon in a peatland stream continuum. – *Biogeochemistry* 70: 71-92.
- Devito, K. J. & A. R. Hill (1999):** Sulphate mobilization and pore water chemistry in relation to groundwater hydrology and summer drought in two conifer swamps on the canadian shield. – *Water, Air and Soil pollution* 113: 97-114.
- Dierssen, K. & B. Dierssen (2001):** Moore. – 230 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dierssen, K. & M. Trepel (2004):** Feuchtgebiete und Moore. In: Steinberg, C., Bernhardt, H. & H. Klapper (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*. – S. 3-31, ecomed, Landsberg.
- DIN 19683-14 (1998):** Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau. – Physikalische Laboruntersuchungen – Teil 14: Bestimmung des Substanzanteils in Moorböden. – Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- DIN 19684-3 (2000):** Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau. – Chemische Laboruntersuchungen – Teil 3: Bestimmung des Glühverlustes und Glührückstandes. – Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- DIN 4220 (1998):** Bodenkundliche Standortbeurteilung. – Teil 1: Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten. – Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- Dittrich, J., Wahren, A., Goldacker, S., A. Münch & K. Schlepp (2004):** Wasserhaushalt und Regeneration der Moore im Einzugsgebiet des Salzflüsschens bei Holzhau. – Hydrologisches Gutachten, Auftraggeber: Staatliches Umweltfachamt Chemnitz, 20 S., Bannewitz.
- Dowrick, D. J., Hughes, S., Freeman, C., Lock, M. A., Reynolds, B. & J. A. Hudson (1999):** Nitrous oxide emissions from a gully mire in mid-Wales, UK, under simulated sommer drought. – *Biogeochemistry* 44: 151-162.
- Eatherall, A., Warwick, M. S. & S. Tolchard (2000):** Identifying sources of dissolved organic carbon on the River Swale, Yorkshire. – *The science of the Total environment* 251: 173-190.
- Edom, F. (1991):** Untersuchungen zum Wasserhaushalt des Naturschutzgebietes Mothäuser Heide als Beitrag zur Kenntnis gefährdeter Moorökosysteme des Erzgebirges. – Diplomarbeit, TU - Dresden, Abt. Wasserwesen, unveröffentlicht.
- Edom, F. (2001):** Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht. – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – S. 185-225, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- Edom, F. & D. Wendel (1998):** Grundlagen zu Schutzkonzepten für Hang-Regenmoore des Erzgebirges. – In: Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.): Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge. – S. 31-77, Dresden.
- Eggelsmann, R. (1964):** Die Verdunstung der Hochmoore und deren hydrographischer Einfluss. – Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 8: 138-147.
- Eggelsmann, R. (1989):** Zur Wiedervernässung von degenerierten Gebirgsmooren. – Telma, Beiheft 2: 233-255.
- Eggelsmann, R. (1990):** Moor und Wasser. – In: Göttlich, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. – 3. Auflage, S. 288-320, E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Eigner, J. & E. Schmatzler (1991):** Handbuch des Hochmoorschutzes - Bedeutung, Pflege, Entwicklung. – Naturschutz aktuell 4: 158 S., 2. Auflage, Kilda – Verlag.
- Ellenberg, H., Weber, H., Düll, R., Wirth, V. & D. Paulißen (1992):** Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 258 S., 2. verbesserte und erweiterte Auflage, Verlag Goltze, Göttingen.
- Ferda, J. (1973):** Zur Problematik der hydrologischen Funktion der Moore in Gebirgsgebieten. – Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 14: 178-189.
- Ferda, J. & V. Pasák (1969):** Hydrology and climatic function of Czechoslovak peat bogs. – Scientific monographs of Research Institute for Land Reclamation, Zbraslav.
- Firbas, F. (1949):** Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. – Bd. 1: Allgemeine Waldgeschichte. – 480 S., G. Fischer, Jena.
- Forst, M., Hierlmeier, R., Kiebel, A. & B. Ruthsatz (1997):** Hoch- und Zwischenmoore in Trockenmaaren der Vulkaneifel. – Angewandte Landschaftsökologie 14: 481 S.
- Frede, H. G. & M. Bach (1996):** Landschaftsstoffhaushalt. In : Blume, H. P., Felix-Hennigsen, P., Fischer, W. R., Frede, H. G., Horn, R. & K. Stahr (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde. – 34 S., ecomed, Landsberg.
- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., B. Reynolds & N. Fenner (2001a):** Export of organic carbon from peat soils. – Nature 412: 785.
- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., B. Reynolds & N. Fenner (2002):** Reply. – Nature 415: 862.
- Freeman, C., Ostle, N. & H. Kang (2001b):** An enzymatic `latch` on a global carbon store – A shortage of oxygen locks up carbon in peatlands by restraining a single enzyme. – Nature 409: 149.
- Frenzel, H. (1930):** Entwicklungsgeschichte der sächsischen Moore und Wälder seit der letzten Eiszeit. – Abhandlungen des Sächsischen Geologischen Landesamtes 9: 119 S.

- Gauci, V., Fowler, D., Chapman, S. J. & N. B. Dise (2004):** Sulfate deposition and temperature controls on methane emission and sulfur forms in peat. – *Biogeochemistry* 71: 141-162.
- Gelbrecht, J. & D. Koppisch (2001):** Phosphor-Umsetzungsprozesse. – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – S. 20-22, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Gensior, A. & J. Zeitz (1999):** Einfluss einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoores. – *Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung* 38: 267-302.
- Gjessing, E. (2003):** Short term and long term changes and variations in quality. – 3 S., Abstract, Workshop: Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences., Rondane.
- Göttlich, K. (1990):** Moor- und Torfkunde. – 3. Auflage, 529 S., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Grosse-Brauckmann, G. (1997):** Moore und Moor-Naturschutzgebiete in Deutschland – eine Bestandsaufnahme. – *Telma* 27: 183-215.
- Grosse-Brauckmann, G. (1998):** Bericht über die gemeinsame Fachtagung der Sektion I & V DGMT und der sächsischen Akademie für Natur und Umwelt vom 30. September bis 04. Oktober 1998 in Niederlauterstein/ Erzgebirge über „Moore in ihrer Beziehung zu Gehölzbeständen.“ – *Telma* 28: 323-327.
- Grunewald, K., Böhm A. K. & J. Scheithauer (2002):** Zwischenbericht zum Projekt „Analyse der Auswirkung regulierender Eingriffe in den Wasser- und Stoffhaushalt von Moor-Anmoor-Komplexen im Erzgebirge am Beispiel des Einzugsgebietes der Trinkwassertalsperre Carlsfeld“. – 36 S., Auftraggeber: Landestalsperrenverwaltung Sachsen, TU Dresden, unveröffentlicht.
- Grunewald, K., Böhm A. K. & J. Scheithauer (2004):** Abschlussbericht zum Projekt „Analyse der Auswirkung regulierender Eingriffe in den Wasser- und Stoffhaushalt von Moor-Anmoor-Komplexen im Erzgebirge am Beispiel des Einzugsgebietes der Trinkwassertalsperre Carlsfeld“. – 44 S., Auftraggeber: Landestalsperrenverwaltung Sachsen, TU Dresden, unveröffentlicht.
- Grunewald, K. & Schmidt, W. (Hrsg.) (2005):** Bilaterale Untersuchungen und modellgestützte Prognosen von Huminstoffeinträgen in Oberflächengewässer auf Grund veränderter Ökosystemzustände und deren Relevanz für die Trinkwasserproduktion. – 245 S.,

Abschlussbericht zum BMBF-Projekt, Förderkennzeichen: 02WT0171; 02WT0172, zum Zeitpunkt noch unveröffentlicht, Dresden.

Heikkinen, K. (1994): Organic matter, iron and nutrient transport and nature of dissolved organic matter in the drainage basin of a boreal humic river in northern Finland. – *The Science of Total Environment* 152 (1): 81-89.

Hejzlar, J., Dubrovský, M., Buchtele, J. & M. Růžička (2003): The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malše River, South Bohemia). – *The science of the Total environment* 310: 143-152.

Hessen, D. O., Gjessing, E. T., Knulst, J. & E. Fjeld (1997): TOC fluctuations in a humic lake as related to catchment acidification, season and climate. – *Biogeochemistry* 36: 139-151.

Hessen, D. O. & C. J. Tranvik (Ed.) (1998): Aquatic Humic Substances - Ecology and Biogeochemistry. – *Ecological Studies* Vol. 133: 346 S., Springer Verlag Berlin, Heidelberg.

Hill, A. R., Devito, K. J., Campagnolo, S. & K. Saumugadas (2000): Subsurface denitrification in a forest riparian zone: Interactions between hydrology and supplies of nitrate and organic carbon. – *Biogeochemistry* 51: 193-223.

Holden, J. (2002): Runoff production in blanket peat covered catchments. – Unpublished Ph.D. thesis, University of Durham.

Hruška, J., Johnson, C. E. & P. Kram (1996): Role of organic solutes in the acid – impacted bog waters of the western Czech Republic. – *Water Resources Research* 32 (9): 2841-2851.

Hütter, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchungen. – 515 S., 6. erweiterte und aktualisierte Auflage, Salle Verlag, Verlag Sauerländer, Frankfurt am Main & Aarau.

Hutter, C.-P. (Hrsg.) (1997): Sümpfe und Moore: Biotope erkennen, bestimmen, schützen. – 135 S., Weitbrecht, Stuttgart, Wien, Bern.

Ingram, H. A. P. (1978): Soil layers in mires – Function and terminology. – *The Journal of Soil Science* 29: 224-227.

Ingram, H. A. P. (1992): Introduction to the ecohydrology of mires in the context of cultural perturbation. – In: Bragg, O.M., Hulme, P. D., Ingram, H. A. P. & R.. A. Robertson (eds.): *Peatland ecosystem and man: An impact assessment.* – p. 67-93, Department of Biological Sciences, University of Dundee.

Joensuu, S. (1996): The effect of drainage maintenance on the leaching of suspended solids and nutrients. – In: Lüttig, G. (ed): *Proc. 10th International Peat Congress, Bremen Deutschland, Vol. 2:* 207-218.

- Joosten, H. (1993):** Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. – *Telma* 23: 95-115.
- Joosten, H. & M. Succow (2001):** Einführung. – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – S. 2-3, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Joosten, H. & D. Clark (2002):** The wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision making. – 304 S, IMCG & IPS.
- Kästner, M. & W. Flössner (1933):** Die Pflanzengesellschaften des westsächsischen Berg- und Hügellandes. Teil 2: Die Pflanzengesellschaften der erzgebirgischen Moore. – Veröffentlichung des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz zur Erforschung der Pflanzengesellschaften des Freistaats Sachsen und der angrenzenden Naturgebiete (2): 208 S., Dresden.
- Kahlert, B. (2005):** Wasserretentionscharakteristik in unterschiedlich stark degradierten Hochmooren des Erzgebirges. – 125 S., Diplomarbeit, Institut für Geowissenschaften, Georg-August-Universität Göttingen.
- Kalbitz, K., Geyer, W. & S. Geyer (1999):** Spectroscopic properties of dissolved humic substances – a reflection of land use history in a fen area. – *Biogeochemistry* 47: 219-238.
- Kalbitz, K. & S. Geyer (2002):** Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. – *Organic Geochemistry* 33: 319-326.
- Kölle, W. (2003):** Wasseranalysen – richtig beurteilen. – 424 S., 2. aktualisierte und erweiterte Auflage, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.
- Koppisch, D. (2001a):** Torfbildung. – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – S. 8-17, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Koppisch, D. (2001b):** Stickstoff-Umsetzungsprozesse. – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – S. 20-22, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Koppisch, D. (2001c):** Schwefel-Umsetzungsprozesse. – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – S. 22-24, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Koppisch, D. (2001d):** Kationenaustauschkapazität, Umsetzungsprozesse von Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen und Einfluss des pH-Wertes. – In: Succow, M. & H. Joosten

(Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. – S. 26-28, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Kortelainen, P. (2003): Spatial variation and the impact of land use on DNOM concentrations and transport from finnish catchments. – 4 S., Abstract, Workshop: Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences., Rondane.

Koska, I., Succow, M. & U. Clausnitzer (2001): Vegetationskundliche Kennzeichnung von Mooren (topische Betrachtungsweise). – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. – S. 112-181, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Krüger, A. & H. Neumeister (2001): Fichtenforst und Hochmoore im Einzugsgebiet von Trinkwassertalsperren in ihrer Wirkung auf den Stoffhaushalt. – Geo-Öko 22 (2-3): 161-188.

Kullberg, A., Bishop, K. H., Hargeby, A., Jansson, M. & R. C. Petersen Jr. (1993): The ecological significance of dissolved organic carbon in acidified waters. – Ambio 22 (5): 331-337.

Kuntze, H. (1994): Entwicklung und Systematik der Moorböden. – Entwicklung der Hochmoore. NNA-Bericht 2: 17-19, Schneverdingen.

Kuntze, H. u. Scheffer, B. (1991): Zum Phosphataustrag saurer Hochmoorböden. – Schriftenreihe der DVWK 93: 65-95.

Lange, J. (2002): Untersuchungen zur Grabenverlandung in Entwässerungsgräben erzgebirgischer Moore. – 175 S., Diplomarbeit, Institut für Geographie der Universität Leipzig, unveröffentlicht.

Liltved, H. & E. Gjessing (2003): Increasing colour and DOC in norwegian surface waters – records from waterworks and national monitoring programs. – 3 S., Abstract, Workshop: Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences., Rondane.

Löfgren, S. (2003): Climate and other factors important for the humus dynamics in lakes and streams. – 5 S., Abstract, Workshop: Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences., Rondane.

Loopmann, A. (1996): Discharge from Estonian mires. – In: Lüttig, G. (ed): Proc. 10th International Peat Congress, Bremen Deutschland, Vol. 2: 417-425.

Lundin, L. & B. Bergquist (1990): Effects of water chemistry after drainage a bog for forestry. – Hydrobiologia 196: 167-181.

Lundin, L. & E. Lode (2004): Wetlands after peat cutting – impacts of water chemistry. In: Päivänen, J. (Ed.): Wise use of peatlands. – Proceedings of the 12th International Peat Congress, Vol. 1: 391-397, Tampere.

- Männel, M. (1896):** Anleitung zu einer besseren Benutzung des Torfs vorzüglich im Churfürstentum Sachsen. – Diss. A, München. – In: Zweckverband Naturpark „Erzgebirge/Vogtland“ (Hrsg.): Informationsblatt 3/ 2001, Schlettau.
- Malberg, H. (1994):** Meteorologie und Klimatologie – Eine Einführung. – 2. Auflage, 332 S., Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- Mannsfeld, K. & H. Richter (Hrsg.) (1995):** Naturräume in Sachsen. – Forschungen zur deutschen Landeskunde. Bd. 238, 228 S., Trier.
- Meissner, R. & P. Leinweber (Ed.) (2004):** PROWATER: prevention of diffuse water pollution with phosphorus from degraded and rewetted peat soils. – UFZ-Berichte 5: 159 S.
- Michalzik, B., Kalbitz, K., Park, J. H., Sollinger, S. & E. Matzner (2001):** Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen – a synthesis for temperate forests. – Biogeochemistry 52: 173-205.
- Mihm, M. (2000):** Moore, Moorwälder und anmoorige Standorte in erzgebirgischen Waldgebieten – eine Übersicht. – Manuskript des Vortrages auf der Moorkundetagung in Niederlauerstein 1998, mit auf den Stand 12/ 1999 aktualisierten Werten.
- Mitchell, G. & A. T. McDonald (1992):** Discolouration of water by peatfollowing induced drought and rainfall simulation. – Water Research 26 (3): 321-326.
- Moore, T. R., Matos, L. & N. T. Roulet (2003):** Dynamics and chemistry of dissolved organic carbon in Precambrian Shield catchments and an impounded wetland. – Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences 60: 612-623.
- Mühlenberg, M. (1989):** Freilandökologie. – 430 S., 2. Auflage, Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- Müller, N, Bauche, M. & N. Lamersdorf (1997):** Zeitliche und räumliche Variabilität der CO₂-C Emissionen in einem ombrotrophen Hochmoor des Hochharzes. – Telma 27: 131-146.
- Müller, N. & M. Bauche (1998):** Bilanzierung der Stoffflüsse eines Einzugsgebietes in einem Mittelgebirgshochmoor. – Telma 28: 205-236.
- NORDTEST (Ed.) (2003):** Increase in colour and amount of organic matter in surface waters. – Position paper 009, pp. 11, Espoo/ Finland.
- Pastor, J., Solin, J., Scott, D. B., Updegraff, K., Harth, C., Weishampel, P. & B. Dewey (2003):** Global warming and the export of dissolved organic carbon from boreal peatlands. – OIKOS 100: 380-386.
- Pensa, M., Liblik, V & R. Jalkanen (2004):** Temporal changes in the state of a pine stand in a bog affected by air pollution in northeast Estonia. – Water, Air and Soil pollution 159: 87-99.

- Pietzsch, K. (1963):** Geologie von Sachsen. – 870 S., Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin.
- Příkryl, I., Benedová, Z., Hruška, J., Kröpfelová, L., Kosik, M., Pechar, L., J. Pokorný & J. Sůlková (2004):** Auswertung von Trends der langfristigen Entwicklung der Wasserqualität im Trinkwasserspeicher Flaje nach CHSK- und Huminstoffindikatoren und Vorschlag für die Vorgehensweise zur Verbesserung der Wasserqualität. – Studie im Auftrag des Bezirkes Ústí nad Labem, EWKI o.p.s., Trěboň.
- Reichert, G. & O. Wilmanns (1973):** Vegetationsgeographie. – 210 S., Westermann, Braunschweig.
- Rowell, D. L. (1997):** Bodenkunde – Untersuchungsmethoden und ihre Anwendung. – 614 S., Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- Sachs, L. (2004):** Angewandte Statistik – Anwendung statistischer Methoden. – 887 S., 11. überarbeitet und aktualisierte Auflage, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- Sachse, A., Babenzien, D., Ginzl, G., Gelbrecht, J. & C. E. W. Steinberg (2001):** Characterization of dissolved organic carbon (DOC) in a dystrophic lake and an adjacent fen. – Biogeochemistry 54: 179-296.
- Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.) (1998):** Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge. – 118 S. Dresden.
- Sächsische Landesanstalt für Forsten (Hrsg.) (1998):** Zuordnung der natürlichen Waldgesellschaften zu den Standortformengruppen (Ökogramme). – Schriftenreihe der sächsischen Landesanstalt für Forsten 15: 20 S., Graupa.
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) (2001):** Waldzustandsbericht 2001. – 34 S., Dresden.
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) (2004):** Waldzustandsbericht 2004. – 43 S., Dresden.
- Sallantaus, T. (1992):** Loading of watersources due to peat minig. – In: Bragg, O.M., Hulme, P. D., Ingram, H. A. P. & R.. A. Robertson (eds.): Peatland ecosystem and man: An impact assessment. – p. 175-183, Deparment of Biological Sciences, University of Dundee.
- Sallantaus, T. (2004):** Hydrochemical impacts set constraints on mire restoration. In: Päivänen, J. (Ed.): Wise use of peatlands. – Proceedings of the 12th International Peat Congress, Vol. 1: 68-73, Tampere.
- Schäfer, W. (1994):** Physikalische Eigenschaften von Hochmoorböden. – Entwicklung der Hochmoore. NNA-Bericht 2: 39-42.

- Scheffer, B. (1994):** Zur Stoffdynamik der Hochmoorböden. In: Entwicklung der Hochmoore. NNA-Bericht 2: 43-46, Schneverdingen.
- Scheffer, B.; Blankenburg, J. (1978):** Löslichkeit und Wanderung von Phosphaten im sauren Hochmoorboden. – Mitteilungen deutsche bodenkundliche Gesellschaft 27: 271-280.
- Scheffer, F. & P. Schachtschabel (1992):** Lehrbuch der Bodenkunde. – 491 S., 13. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Schneebli, M. (1989):** Zusammenhänge zwischen Moornachstum und hydraulischer Durchlässigkeit und ihre Anwendung auf den Regenerationsprozess. – Telma Beiheft, 2: 257-264.
- Schmidt, P. A., Hempel, W., Denner, M., Döring, N., Gnüchtel, A., Walter, B. und D. Wendel (2002):** Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200 000. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, 230 S.
- Schönwiese, C. D. (2000):** Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler. – 298 S., 3. Auflage, Gebrüder Borntraeger Berlin, Stuttgart.
- Schouwenaars, J. (1994):** Wasserhaushalt der Hochmoore. – In: Norddeutsche Naturschutzakademie (Hrsg.): Entwicklung der Hochmoore. NNA-Bericht 2: 33-38, Schneverdingen.
- Schouwenaars, J. (1996):** The restoration of water storage facilities in the upper peat layer as a temporary substitute for acrotelm functions. – In: Lüttig, G. (ed.): Proc. 10th International Peat Congress, Bremen Deutschland, Vol. 2: 475-487.
- Schreiber, H. (1921):** Die Moore und die Torfgewinnung im Erzgebirge. – 45 S., Hrsg.: Deutsche Sektion des Landeskulturrates für Böhmen, Prag.
- Schulze, S. (2005):** Modellierung des Wasserhaushalts von Hochmooren im Erzgebirge mit dem Modell BROOK 90 am Beispiel von drei Testgebieten. – 77 S., Dipl.-Arbeit TU Dresden, Abt. Geowissenschaften, unveröffentlicht.
- Scott, K. J., Kelly, C. A. & J. W. M. Rudd (1999):** The importance of floating peat to methane fluxes from flooded peatlands. – Biogeochemistry 47: 187-202.
- Sieber, S. & M. Leistner (1967):** Die Bergbaulandschaft von Schneeberg und Eibenstock. – Werte der deutschen Heimat Bd. 11, Akademie-Verlag Berlin.
- Slobodda, S. (1998):** Entstehung, Nutzungsgeschichte, Pflege- und Entwicklungsgrundsätze für erzgebirgische Hochmoore. – In: Sächsische Akademie für Natur und Umwelt (Hrsg.): Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge. – S. 10-30, Dresden.
- Slobodda, S. (2000):** Die Hochmoore des Erzgebirges – gefährdete Lebensräume. – Mitteilungen des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz 2: 24-37.

- Steinberg, C. E. W. (2001):** Biogeochemische Regulation in limnischen Ökosystemen: Zur ökologischen Bedeutung von Huminstoffen. – In: Steinberg, C., Bernhardt, H. & H. Klapper (2001): Handbuch angewandte Limnologie. - 434 S., ecomed, Landsberg.
- Succow, M. (1988):** Landschaftsökologische Moorkunde. – 340 S., Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Succow, M. (2001):** Hangmoore. – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. – S. 350-352, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Succow, M. & F. Edom (2001):** Regenmoore. – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. – S. 391-398, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Succow, M. & L. Jeschke (1986):** Moore in der Landschaft – Entstehung, Haushalt, Lebenswelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore. – 268 S., Urania Verlag Leipzig, Jena, Berlin.
- Succow, M. & L. Jeschke (1990):** Moore in der Landschaft – Entstehung, Haushalt, Lebenswelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore. – 2. Auflage, 268 S., Urania Verlag Leipzig, Jena, Berlin.
- Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.) (2001):** Landschaftsökologische Moorkunde. – 2. Auflage, 622 S., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Thomas-Lauckner, M. (1971):** Die natürlichen Grundlagen der Land- und Forstwirtschaft in den Hochlagen und den mittleren Lagen des westlichen Erzgebirges. – Sächsische Heimatblätter 17 (2): 67-75.
- Tomassen, H. B. M., Smolders, A. J. P., Lamers, L. P.M. & J. G. M. Roelofs (2004):** Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: the importance of peat quality. – Biogeochemistry 71: 69-87.
- Tranvik, L. J. & M. Jansson (2002):** Terrestrial export of organic carbon. – Nature 415: 861-862.
- Twenhöfen, F. L. (1992):** Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. – Mitteilungen der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg (44): 172 S.
- Uhden, O. (1972):** Gebirgshochmoore und Wasserwirtschaft am Beispiel des Brockenfeldmoores im Oberharz. – Schriftenreihe Kuratorium für Kulturbauwesen 21: 175 S., Verlag Paul Hamburg.

- VEB Forstprojektierung Potsdam Betriebsteil Dresden (Hrsg.) (1979):** Erläuterungen zur Standortskarte des staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Marienberg. – 167 S., Dresden.
- VEB Forstprojektierung Potsdam Betriebsteil Dresden (Hrsg.) (1981):** Erläuterungen zur Standortskarte des staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Eibenstock. – 266 S., Dresden.
- Vogt, R. D., Gjessing, E. T. & L. Evje (2003):** Effect of Acid rain and Climate on TOC and the functional characteristics of NOM. – 6 S., Abstract, Workshop: Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences., Rondane.
- Vompersky, S. E., Smagina, M. V., Ivanov, A. I. & T. V. Glukhova (1992):** The effect of forest drainage on the balance of organic matter in forest mires. – In: Bragg, O.M., Hulme, P. D., Ingram, H. A. P. & R. A. Robertson (eds.): Peatland ecosystem and man: An impact assessment. – p. 159-164, Department of Biological Sciences, University of Dundee.
- Waddington, J. M., Rotenberg, P. A. & F. J. Warren (2001):** Peat CO₂ Production in a natural and cutover peatland: Implications for restoration. – *Biogeochemistry* 54: 115-130.
- Wendel, D. (1992):** Untersuchungen zum aktuellen Zustand und zur Sukzession der Vegetation im Naturschutzgebiet „Mothäuser Heide“ (Erzgebirge). – Diplomarbeit, TU - Dresden, Abt. Forstwissenschaften, Tharandt.
- Wegener, U.(Hrsg.) (1998):** Naturschutz in der Kulturlandschaft – Schutz und Pflege von Lebensräumen. – 456 S., Gustav Fischer, Jena.
- Williams, B. L. & D. J. Silcock (2001):** Does nitrogen addition to raised bogs influence peat phosphorus pools? – *Biogeochemistry* 53: 307-321.
- Worall, F., Burt, T. & R. Shedden (2003a):** Long term records of riverine dissolved organic matter. – *Biogeochemistry* 64: 165-178.
- Worrall, F., Reed, M., Warburton, J. & T. Burt (2003b):** Carbon budget for a british upland peat catchment. – *The Science of the Total Environment* 312 (1-3): 133-146.
- Worrall, F., Burt, T. & J. Adamson (2004):** Can climate change explain increases in DOC flux from upland peat catchments? – *Science of the Total Environment*. Article in Press.
- Zech, W., Guggenberger, G. & H.-R. Schulten (1994):** Budgets and chemistry of dissolved organic carbon in forest soils: effects of anthropogenic soil acidification. – *The science of the Total environment* 152: 49-62.
- Zeitz, J. (2001):** Physikalisch-hydrologische Kennzeichnung. – In: Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – S. 85-92, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Zeitz, J. & S., Velty (2002):** Soil properties of drained and rewetted fen soils. – *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 165 (5): 618-626.

Zinke, P. (1995): Hydraulische Durchlässigkeit von Hochmoortorf. – 67 S., Dipl.-Arbeit TU Dresden, Abt. Wasserwesen, unveröffentlicht.

Zinke, P. & S. Ullmann (2000): Bericht zur Vorstudie Landesschwerpunktprojekt „Erzgebirgische Moore“. – Auftraggeber Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen, Auftragnehmer Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“.

Zinke, P. (2002): Nutzungsgeschichte, Zustand und Revitalisierung der Moore im Erzgebirge. – Telma 32: 267-280.

Zweckverband Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“ (Hrsg.) (2001): Informationsblatt 3/ 2001. – 7. S., Schlettau.

Internet:

<http://www.umweltbundesamt.de>

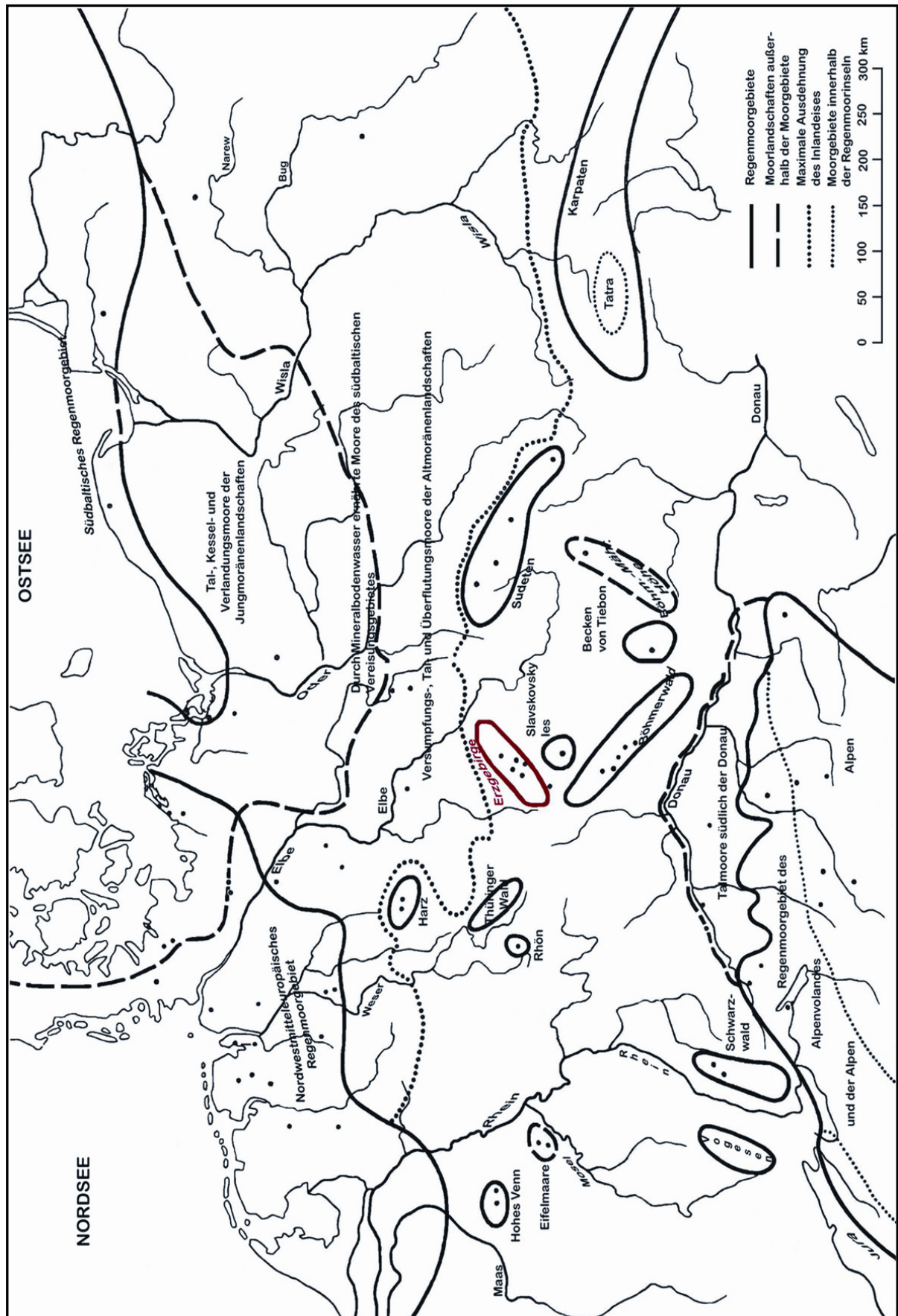
<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/>

<http://www.forsten.sachsen.de> (LFP 2004)

Anlagenverzeichnis

Anlage 1:	Lage der erzgebirgischen Hochmoore innerhalb der Moorregionen Mitteleuropas (Quelle: SUCCOW 1988)	163
Anlage 2:	Bedeutendste Hochmoore des Erzgebirges (Quelle: FLÖSSNER 1964, KÄSTNER & FLÖSSNER 1933, MANNSFELD & RICHTER 1995, SIEBER & LEISTNER 1967, SLOBODDA 2000)	164
Anlage 3:	Gesamtheit aller im Rahmen des Landesschwerpunktprojekts „Erzgebirgische Moore“ erfassten Moor- und Torfstandorte (Quelle: ZINKE & ULLMANN 2000)	166
Anlage 4:	Moorschutzgebiete des Erzgebirges (Quelle: ZINKE & ULLMANN 2000)	171
Anlage 5:	Moorstandorte mit geplanten bzw. durchgeführten (*) Maßnahmen zur Revitalisierung (ZINKE & ULLMANN 2000, ZINKE 2002)	173
Anlage 6:	Lage der Testfläche Weiße Mulde im EG des Speichers Muldenberg	175
Anlage 7:	Karte der TF Weiße Mulde (verändert nach Scheithauer in GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)	176
Anlage 8:	Lage der Testfläche Carlsfeld im EG des Speichers Carlsfeld	177
Anlage 9:	Karte der TF Carlsfeld (verändert nach Scheithauer in GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)	178
Anlage 10:	Lage des TEG Salzflüßchen im EG des Speichers Rauschenbach	179
Anlage 11:	Lage der Testfläche Salzflüßchen im TEG des Salzflüßchens	180
Anlage 12:	Karte der TF Salzflüßchen (verändert nach Scheithauer in GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)	181
Anlage 13:	Karte der TF Löffelsbach (verändert nach Scheithauer in GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)	182
Anlage 14:	Statistische Kennwerte der Wasserstände [cm GOF] in der TF Löffelsbach (Quelle: Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“)	183
Anlage 15:	Wasserstandsschwankung in der TF Löffelsbach in den Jahren 2001-2004 (Quelle: Naturpark „Erzgebirge Vogtland“)	184
Anlage 16:	Statistische Kennwerte der chemischen Torfeigenschaften in den 4 Testflächen	185
Anlage 17:	Statistische Kennwerte der physikalischen Torfeigenschaften in den Testflächen Weiße Mulde, Carlsfeld, Salzflüßchen	186
Anlage 18:	Organische Wasserkennwerte und deskriptive Statistik der TF Weiße Mulde	187
Anlage 19:	Organische Wasserkennwerte und deskriptive Statistik der TF Carlsfeld	188
Anlage 20:	Organische Wasserkennwerte und deskriptive Statistik der TF Löffelsbach	189

Anlage 1: Lage der erzgebirgischen Hochmoore innerhalb der Moorregionen Mitteleuropas (Quelle: SUCCOW 1988)



Anlage 2: Bedeutendste Hochmoore des Erzgebirges (Quelle: FLÖSSNER 1964, KÄSTNER & FLÖSSNER 1933, MANNSFELD & RICHTER 1995, SIEBER & LEISTNER 1967, SLOBODDA 2000)

	Sachsen	Bemerkungen	Tschechien	Bemerkungen
Westerzgebirge	Großer Kranichsee	NSG (30ha)	Velke jerabi jezero	Nationalreservat (270ha)
	Kleiner Kranichsee	NSG (29ha)	Male jerabi jezero	
	Grünheider Hochmoor	NSG (11ha)	Rolava (Sauersack)	
	Schönheider Hochmoor		Jeleni (Hirschenstand)	
	Friedrichsheider Hochmoor	NSG (19ha)	Velky mocal	Nationalreservat
	Hochmoor Weiters Glashütte	NSG (29ha)	Erbfluss	
	Kibikkenmoor		Raseliniste Haar (Haarer Gesär)	gut erhalten
	Wilzschmoor (Große Säure)	entwässert	Hochmoor Ochsenhut	gut erhalten
Mittleres Erzgebirge	Jägersgrüner Hochmoor	NSG (11ha)		
	Georgengrüner Hochmoor	stark gestört		
	Moor am Pfahlberg	NSG (21ha)	Bozidarske Raseliniste:	
	Schwarze Heide/ Kriegswiese	NSG (84ha)	Hochmoor Alte Schmiede	gut erhalten
	Mothäuser Heide	NSG (143ha)	Hochmoor D, E und F	
	Stengelheide	ausgetorft	Hochmoor Reißzeche	stark abgebaut
	Herrenheide	ausgetorft	Pechhütte	
	Kriegswald	aufgeforstet	Mrtvy Rybnik (Bärischteichmoor)	gut erhalten
	Homersdorfer Hochmoor	NSG (4ha)	Novodomske Raseliniste:	Nationalreservat (476ha)
	Moor an der Roten Pfütze	NSG (14ha)	Nacetinske Raseliniste (Keilheide)	
	Schilfwiese	NSG (9ha)	Jezerni Raseliniste (Seeheide)	
	Hermannsdorfer Wiesen	NSG (119ha)	Ochsenstaller Heide	
	Zechengrund	NSG	Polske Raseliniste (Polackenheide)	naturnah (127ha)
	Jahnsgrüner Hochmoore	NSG (28ha)	Pod Jeleni Horon (Hassberger Moor)	naturnah (300ha)

	Sachsen	Bemerkungen	Tschechien	Bemerkungen
Mittleres Erzgebirge			Novoveske Raseliniste	naturnah (103ha)
			Sebastiansberger Heide	ausgetorft
			Schreiberheide	ausgetorft
			Biliner Spitz	naturnah
			Ocean (Hochmoor Ozean)	naturnah
			Bukova Dolina (Alte Fischerheide)	naturnah
Osterzgebirge	Hochmoor Deutscheinsiedel	aufgeforstet	Grünvaldske Vresoviste	stark gestört
	Georgenfelder Hochmoor	NSG (12,5ha)	Seegrundmoor	
			Heide am Schwarzen Teich	aufgeforstet
			Kiefernheide bei Fleyh	aufgeforstet
			Große Auerhahnbalz	aufgeforstet

(Fortsetzung Anlage 2)

Anlage 3: Gesamtheit aller im Rahmen des Landesschwerpunktprojekts „Erzgebirgische Moore“ erfassten Moor- und Torfstandorte (Quelle: ZINKE & ULLMANN 2000)

Nummer	Name	Bewertungspunkte
5345 U006	Mothäuser Heide Nord	16
5445 U002	Mothäuser Heide Süd	15
5542 U006	Kleiner Kranichsee	15
5541 U016	Großer Kranichsee	14
5445 U016	Kriegswiese bei Satzung	13
5541 U018	Otterbergmoor/ NSG „Weiters Glashütte“	13
5542 U002	Friedrichsheider Hochmoor bei Sosa	13
5441 U003	Moorkomplex am Schneeheider Filzteich	11
5540 U016	Nordwestlich Friedrichsgrün/ NSG „Am Alten Floßgraben“	11
5346 U006	Hochmoor Deutscheinsiedel	10
5445 U005	Erlheide bei Kühnhaide	10
5445 U008	Am Auerhahnweg	10
5445 U009	Hühnerheide bei Rübenau	10
5540 U004	Am Roten Fluß + NSG „Grünheider Hochmoor“	10
5540 U006	Vogelsäure/ NSG „Jägersgrüner Hochmoor“	10
5540 U009	Am Geigenbach/ Woderich bei Grünbach	10
5640 U006	Tal und Zuflüsse der Zwota bei Zwota	10
5343 U001	NSG „Homersdorfer Hochmoor“ + Im Geyrischen Wald	9
5443 U002	An der Finkenburg/ NSG „Moor an der Roten Pfütze“	9
5443 U003	An den Scheibenberger Teichen, im Brünlaswald	9
5445 U004	Teich- und Bauernheide bei Kühnhaide	9
5445 U006	Stengel- und Herrenheide/ Torfwerk Reitzenhain	9
5445 U007	Meierheide/ Moor am Bahnhof Reitzenhain	9
5541 U020	Südöstlich der Talsperre Weiterswiese bei Carlsfeld	9
5541 U 021	An der Sauschwemme bei Johannegeorgenstadt	9
5542 U 004	Südlich von Steinbach bei Johannegeorgenstadt	9
5542 U005	Am Butterweg bei Johannegeorgenstadt	9
5345 U011	Krönigsheide/ Alter Torfstich bei Rübenau	8
5345 U 013	Lehmheide bei Rübenau	8
5345 U014	Am Königshausbächel bei Rübenau/ Hühnerheide-Nord	8
5440 U001	Röthenbacher Moor/ Hochmoorrest Stangengrün	8
5441 U001	Moosheide beim Seidelsberg bei Bärenwalde	8
5441 U002	Torfstich Harthmannsdorf/ NSG „Jahnsgrüner Hochmoor“	8
5443 U001	Nordöstlich von Elterlein/ Südteil NSG „Hermannsdorfer Wiesen“	8
5445 U011	Phillipheide zwischen Raitzenhain und Satzung	8
5540 U011	Tal der Zwickauer Mulde südwestlich Hammerbrücke/ Südteil des NSG „Muldenwiesen“	8

Nummer	Name	Bewertungspunkte
5540 U012	Löffelsbach	8
5541 U001	Schönheider Hochmoor mit FND „Baumgärtelskiefern“ und „Wiese am Keilbergmoor“	8
5543 U007	Moor am Pfahlberg bei Tellerhäuser	8
5344 U002	Moosheide bei Marienberg (ehemals NSG)	7
5345 U003	Bei Blumenau/ Renkersdorf	7
5345 U012	Achterheide bei Rübenau	7
5543 U004	FND „Siebensäure“ bei Neudorf	7
5343 U002	Oberlauf des Roten Wassers im Geyrischen Wald	6
5345 U007	Am Kroatenbach nordöstlich der Mothäuser Heide	6
5443 U011	In der Scheibenberger Heide und östlich des Scheibenberges	6
5445 U015	Schwarze Heide bei Satzung/ NSG „Schwarze Heide-Kriegswiese“	6
5540 U013	Nördlich Schöneck/ NSG „Sohrwiesen“ und „Zwiebrandwiesen“	6
5540 U017	Muldental bei Hammerbrücke/ NSG „Muldenwiesen“	6
5541 U017	Östlich Carlsfeld, FND „Torfstichwiesen“	6
5542 U001	Am Röthenbach bei Sosa/ FND „Roter Mann“	6
5640 U011	Südlich des Raunerberges bei Oberzwota	6
5343 U004	Elterleiner Wiesen/ Nordteil NSG „Hermannsdorfer Wiesen“	5
5345 U005	Im Oberlauf der Roten Pockau	5
5442 U002	Moosheide Zwönitz/ Kühnhaide	5
5442 U004	Bei Bockau am Kompaßberg	5
5445 U003	Bei Kühnheide-Neue Welt	5
5445 U013	Am Paschweg bei Satzung	5
5445 U014	An der Kuhbrücke südlich Satzung	5
5540 U001	Oberlauf des Zinsbaches und Pfaffenbächels bei Auerbach	5
5540 U014	An der Roten Mulde bei Schöneck	5
5540 U022	Zwischen Gottesberg und Mühlleiten	5
5543 U009	Schwarzwasser-Quellgebiet/ NSG „Rohr- oder Schilfwiese“	5
5640 U001	Quellgebiet der Roten Mulde bei Schöneck	5
5640 U003	Südlich Schöneck	5
5640 U004	Zuflüsse des Wolfsbaches nordwestlich Oberzwota	5
5640 U005	Quellgebiet des Eisenbaches/ FND „Orchideenwiesen Gunzen“	5
5640 U012	An der Gopplasgrüner Höhe bei Zwota	5
5247 U003	Nördlich der Kalkstraße im Töpferwald bei Hermsdorf	4
5247 U004	Am Salzflüsschen bzw. Zollhaus bei Holzhau	4
5343 U005	Oberlauf der Zwönitz bei Zwönitz	4
5345 U015	Schwarze Heide bei Rübenau	4
5346 U003	An den Zuflüssen des Bärenbaches bei Olbernau	4
5346 U005	An der Schweinitz bei Deutscheinsiedel	4
5440 U003	Südlich Stangengrün sowie südlich Riedelsteiche	4

(Fortsetzung Anlage 3)

Nummer	Name	Bewertungspunkte
5440 U006	Südwestlich von Schönheide	4
5442 U003	Oberlauf des Oswaldbaches bei Grünhain	4
5443 U012	In und bei Crottendorf	4
5444 U001	Bei Grumbach	4
5444 U002	Im Streitwald bei Grumbach	4
5445 U001	Quellgebiet der Roten Pockau und des Erdmannsbaches	4
5445 U010	Rübenau OT Heidehäuser und Oberratung	4
5540 U005	Nördlich Morgenröthe Rautenkranz	4
5540 U018	Am Silberbach bei Muldenberg	4
5541 U008	Am Carlsfelder Steig bei Carlsfeld	4
5541 U009	Nordöstlich von Carlsfeld am Teichweg	4
5543 U005	Am Lampertsbach/ Erlheide bei Neudorf	4
5640 U002	An der Kottenheide und Quellgebiet der Weißen Mulde bei Kottenheide	4
5247 U005	Am Hirschhübel bei Holzhau	3
5344 U001	An der Heinzebank bei Marienberg	3
5344 U004	Am Seilerbach in der Vorwerksheide bei Marienberg	3
5345 U004	Nördlich von Ansprung	3
5345 U009	Südöstlich von Ansprung	3
5440 U002	Am Winkel bei Stangengrün	3
5443 U006	Bei Dörfel	3
5540 U008	Am Göltzschgesprenge Nordwestlich von Hammerbrücke	3
5540 U010	Südlich Grünbach und südwestlich der Reißbrücke im Heroldswald	3
5540 U015	Saubachtal und an der östlichen Weißen Mulde südöstlich Muldenberg	3
5540 U023	Südlich und westlich von Mühlleiten	3
5542 U001	Am Hundsmarterflügel südwestlich Crottendorf	3
5640 U008	Südöstlich von Gunzen an den Zuflüssen des Elsterbaches	3
5640 U013	Nördlich Wolkenhausen	3
5247 U006	Hirschbach und Schickelstorweg bei Neuhermsdorf	2
5344 U003	Bei Lauta nördlich von Marienberg	2
5441 U004	Am Mühlberg bei Schneeberg	2
5441 U005	An der Straße Zschorlau-Burkhardsgrün	2
5441 U006	Bei Schönheide-Neuheide	2
5441 U010	Am Webersberg zwischen Schönheide und Hundshübel	2
5540 U003	Am Reißweg südlich Beerheide	2
5540 U007	Nordöstlich von Tannenbergesthal/ östlich von Jägersgrün	2
5540 U019	Bei Tannenbergesthal	2
5540 U020	Zwischen Tannenbergesthal und Zeughaus	2
5540 U021	Südlich von Morgenröthe/ nordöstlich von Gottesberg	2

(Fortsetzung Anlage 3)

Nummer	Name	Bewertungspunkte
5541 U002	Zwischen Riedert-, Mühl- und Kirnitzberg südwestlich von Eibenstock	2
5541 U006	Östlich von Morgenröthe	2
5541 U007	Zwischen Carlsfeld und Morgenröthe	2
5541 U013	Am Blechhammer- und Buchenweg westlich von Carlsfeld	2
5541 U019	Östlich von Carlsfeld und östlich/ südöstlich von Weitersglashütte	2
5543 U003	Am Prinzenweg bei Neudorf	2
5543 U008	Im Schmidtgehau bei Tellerhäuser	2
5543 U010	Quellgebiet und Oberlauf der Zschopau	2
5247 U001	Im Gimmlitztal bei Nassau	1
5247 U002	Südlich von Reichenau	1
5343 U003	Oberlauf des Eisenbächels bei Geyer	1
5345 U001	Bei Lauterbach	1
5345 U002	Westlich von Sorgau	1
5345 U010	Quellgebiet des Rungstockbaches bei Rübenau	1
5440 U004	Nordöstlich von Wildenau	1
5440 U005	Westlich von Schönheide	1
5441 U009	Bei Hundshübel	1
5443 U005	Im Nordwesten von Schlettau	1
5443 U007	Nordöstlich von Schlettau an den Rubnergütern	1
5541 U003	Zwischen Brückengesang und Zeisiggesang nördlich von Carlsfeld	1
5541 U004	Am Wolfseifen-Bach nördlich von Morgenröthe	1
5541 U005	Unweit der Heßmühle nördlich von Morgenröthe	1
5541 U010	Zwischen Sosa und Auersberg/ Gebiet Großer Stern	1
5541 U011	Südwestlich der Talsperre Sosa zwischen Bärenweg und Seitenflügel	1
5541 U012	Zwischen Auers- und Riesenberg bei Johannegeorgenstadt	1
5541 U014	Am Rammelsberg und Sachsengrundweg südöstlich Morgenröthe	1
5541 U015	Am kleinen Rammelsberg südöstlich Mühlleiten	1
5542 U003	Am tiefen Stollen/ Riesenberg-Erbstollen	1
5543 U006	Brunnenheide bei Neudorf	1
5640 U007	Oberlauf des Glasbaches südöstlich von Kottenheide	1
5640 U009	Quellgebiet des Schwarzbächels östlich von Kottenheide	1
5640 U010	Östlich des Herrenberges nördlich von Zwota	1
5345 U008	Südlich von Ansprung	0
5346 U001	Bei Großdittmannsdorf	0
5346 U002	Zwischen Dittmannsdorf und Heidersdorf	0
5346 U004	Ehemalige Torfvorkommen bei Olbernhau-Grünthal	0
5441 U007	Nördlich von Schwarzwinkel bei Schönheide	0
5441 U008	Südlich des Fuchssteines bei Schönheide	0

(Fortsetzung Anlage 3)

Nummer	Name	Bewertungspunkte
5441 U011	Im Südwesten von Schönheide	0
5442 U001	Westlich von Grünhain	0
5443 U004	Südlich von Elterlein bei Schwarzbach	0
5443 U008	Nordöstlich von Markersbach	0
5443 U009	Westlich des Oberbeckens bei Markersbach	0
5443 U010	Oberlauf des Roßbaches beim Pumpspeicherwerk Markersbach	0
5443 U013	Am Pollmerfelsen südöstlich von Crottendorf	0
5443 U014	Westlich von Cranzhal und Sehma	0
5443 U015	Bei Walthersdorf	0
5444 U003	Am Berghof bei Jöhstadt	0
5445 U012	Westlich des Hirtensteines bei Satzung	0
5540 U002	Beim Kaffeehaus östlich Beerheide	0
5543 U002	Nördlich der Rittersgrüner Floßbahn östlich Rittersgrün	0

(Fortsetzung Anlage 3)

Anlage 4: Moorschutzgebiete des Erzgebirges (Quelle: ZINKE & ULLMANN 2000)

Name	Schutzgebietsstatus	Zustandsklasse	Fläche [ha]
Am alten Floßgraben	NSG/ FFH	2	92,00
Friedrichsheider Hochmoor	NSG	1	18,74
Großer Kranichsee	NSG/ FFH	1	287,26
Halbmeilerwiesen	NSG	/	28,00
Hermannsdorfer Wiesen	NSG/ FFH	2	119,40
Hochmoor Grünheide	NSG	2	11,35
Hochmoor Weiters Glashütte	NSG/ FFH	1	28,50
Homersdorfer Hochmoor	NSG	2	3,58
Jägersgrüner Hochmoor	NSG	2	11,03
Jahnsgrüner Hochmoor	NSG	2	27,90
Kleiner Kranichsee	NSG/ FFH	1	28,97
Moor am Pfahlberg	NSG	2	21,08
Moor an der Roten Pfütze	NSG	2	14,09
Mothäuser Heide	NSG/ FFH	1	124,26
Muldenwiesen	NSG/ FFH	2-3	95,00
Rohr- oder Schilfwiesen	NSG	3	5,25
Schwarze Heide/ Kriegswiese	NSG/ FFH	1	83,64
Sohrwiesen	NSG	3	12,40
Wettertannenwiese	NSG	/	7,45
Zwiebrandwiese	NSG	3	7,20
Arnikawiese bei Marienberg	FND	/	0,25
Bergwiese am Scheibenberg	FND	3	6,69
Bohmwiese bei Satzung	FND	3	1,69
Dörfler Erlenbruch	FND	/	2,04
Feuchgebiet Dörfel	FND	4	0,30
Hangmoor am Hinteren Fichtelberg	FND	/	1,75
Hochmoorrest "Roter Mann" bei Sosa	FND	3	1,50
Hochmoorrest am Schneeheider Filzteich	FND	2	2,96
Hochmoorrest Siebensäure bei Neudorf	FND	3	2,00
Wiese am Keilbergmoor bei Schönheide	FND	2	0,18
Kirchwiese bei Carlsfeld	FND	/	1,08
Kleinseggenwiese am Scheibenberg	FND	3	2,76
Kuckucksblumenwiese am Fuchsstein	FND	4	1,21
Lippertwiesen mit Lippertteich bei Grünhain	FND	3	3,00
Moorhang bei Carlsfeld	FND	3	2,10
Moosbachtiche bei Grünhain	FND	3	3,50
Moosheide bei Marienberg	FND	3	4,63

Name	Schutzgebietsstatus	Zustandsklasse	Fläche [ha]
Moosheide Zwönitz/ Kühnhaide	FND	3	3,40
Moosheide am Seidelsberg bei Obercrinitz	FND	2	4,52
Obere Bärenbachwiese bei Olbernhau	FND	3	3,45
Orchideenwiese Gunzen	FND	3	2,40
Relhök-Wiese bei Olbernhau	FND	/	3,08
Riedelteich bei Wildenau	FND	3	5,00
Schilfwiese am Scheibenberg	FND	3	1,76
Sumpfwiese Niedernatzschung	FND	/	1,87
Torfstich Kühnhaide/ Zwönitz	FND	/	1,60
Torfstichwiese bei Carlsfeld	FND	3	2,20
Wiese an den Baumgärtelskiefern Schönheide	FND	2	1,00

(Fortsetzung Anlage 4)

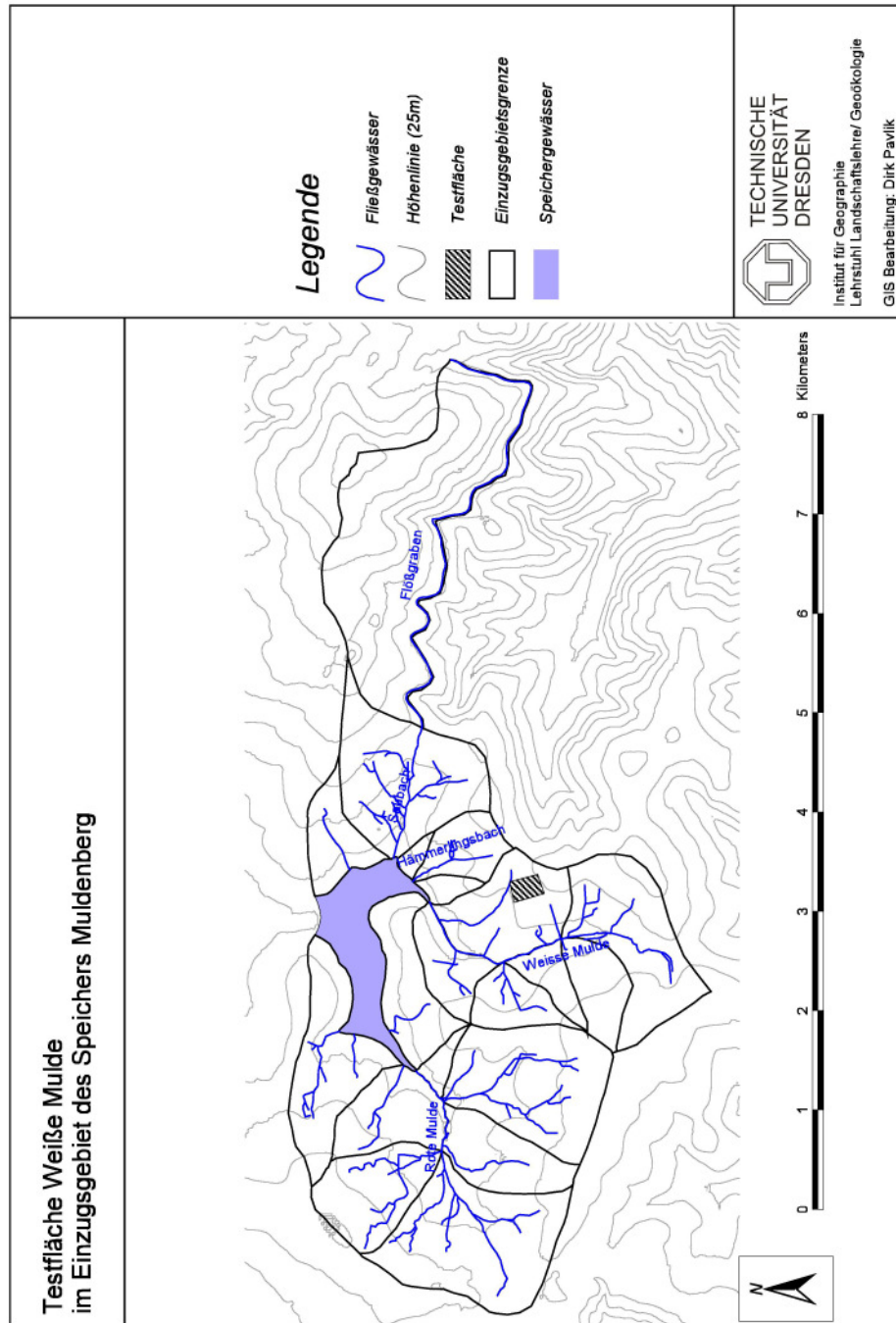
Anlage 5: Moorstandorte mit geplanten bzw. durchgeführten (*) Maßnahmen zur Revitalisierung (ZINKE & ULLMANN 2000, ZINKE 2002)

Maßnahme	Standorte
kurzfristige Wasserrückhaltemaßnahmen für mäßig gestörte Standorte	Hochmoor Deutscheinsiedel* Am Auerhahnweg bei Reitzenhain* Hühnerheide bei Rübenau* Am Geigenbach/ Woderich bei Grünbach* An der Sausschwemme südlich Steinbach bei Johanngeorgenstadt Alter Torfstich Rübenau* Lehmheide bei Rübenau* Hühnerheide Nord Phillippeheide bei Satzung*
Torstich-Regenerationsmaßnahmen	Moorkomplex am Schneeberger Filzteich Stengelheide/ Torfwerk Reitzenhain* Nordöstlich Elterlein (an der Putenfarm)* Löffelsbach bei Muldenberg* Schönheider Hochmoor südwestlich Schönheide* Moosheide bei Marienberg Bei Crottendorf (Burg am Liebenstein)*
kurzfristige Wasserrückhaltemaßnahmen für stark gestörte Standorte	Achterheide bei Rübenau* Siebensäure bei Neudorf* Oberlauf des Roten Wassers im Geyrischen Wald Neue Welt Kühnheide (Wirtsgarten)* Oberlauf/ Quellgebiet der Roten Pockau Am Paschweg bei Satzung Schwarzwasser-Quellgebiet/ NSG "Schilfwiese" Schwarze Heide bei Rübenau Erlheide bei Neudorf
langfristige Wasserrückhaltemaßnahmen	Mothäuser Heide Komplex Großer Kranichsee/ NSG "Weiters Glashütte"/ SO Weiters Glashütte Nordwestlich Friedrichsgrün/ NSG "Am Alten Floßgraben" Erlheide bei Kühnhaide Meierheide/ Moor am Bahnhof Reitzenhain* Am Butterweg bei Johangeorgenstadt* Oberlauf des Zinsbaches und Pfaffenbächels bei Auerbach An der Roten Mulde/ Quellgebiet Rote Mulde bei Schöneck Am Salzflüßchen bei Holzhau

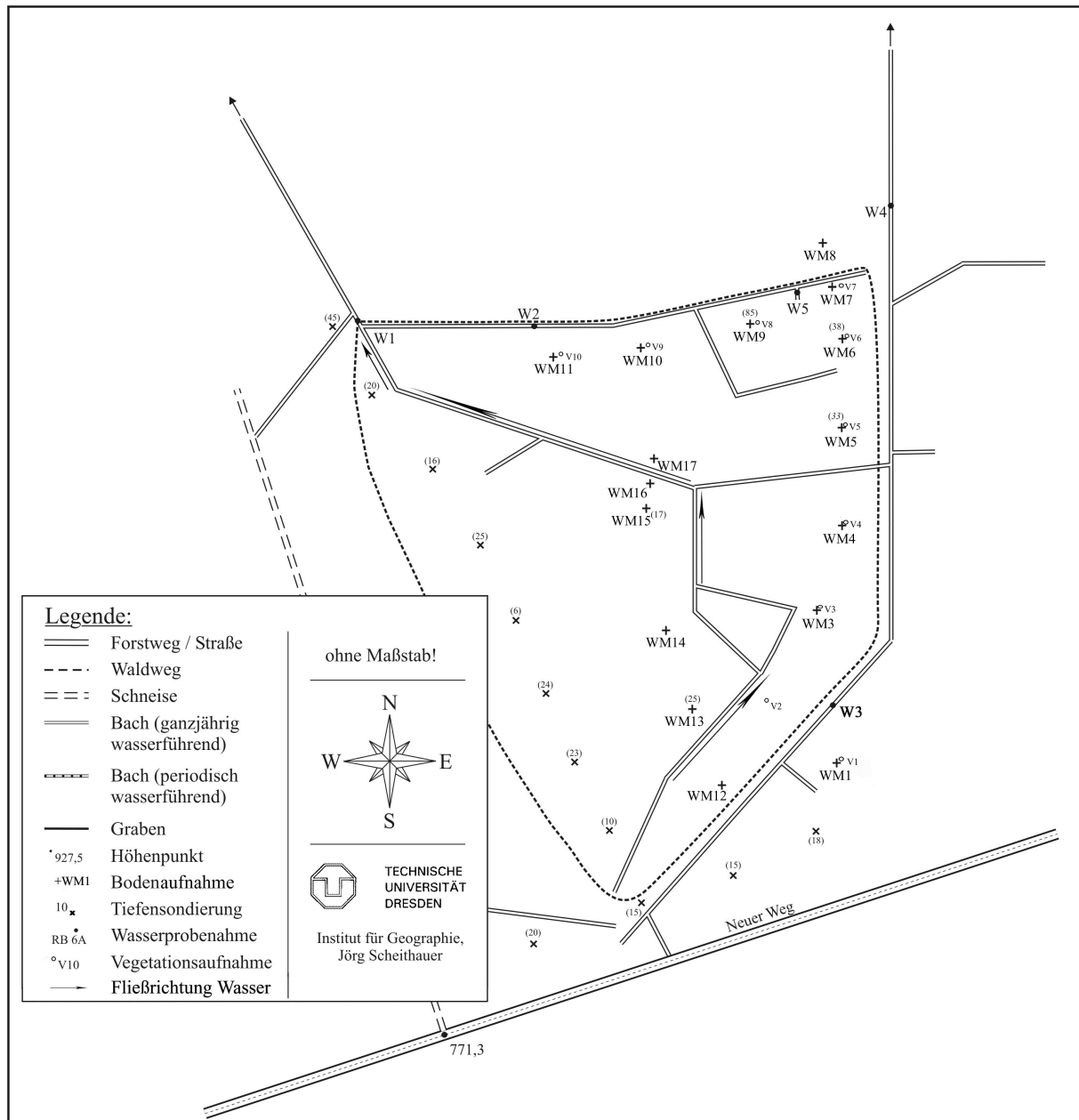
Maßnahme	Standorte
langfristige Wasserrückhaltemaßnahmen	Am Silberbach bei Muldenberg Carlsfelder Steig bei Carlsfeld Nordöstlich Carlsfeld am Teichweg

(Fortsetzung Anlage 5)

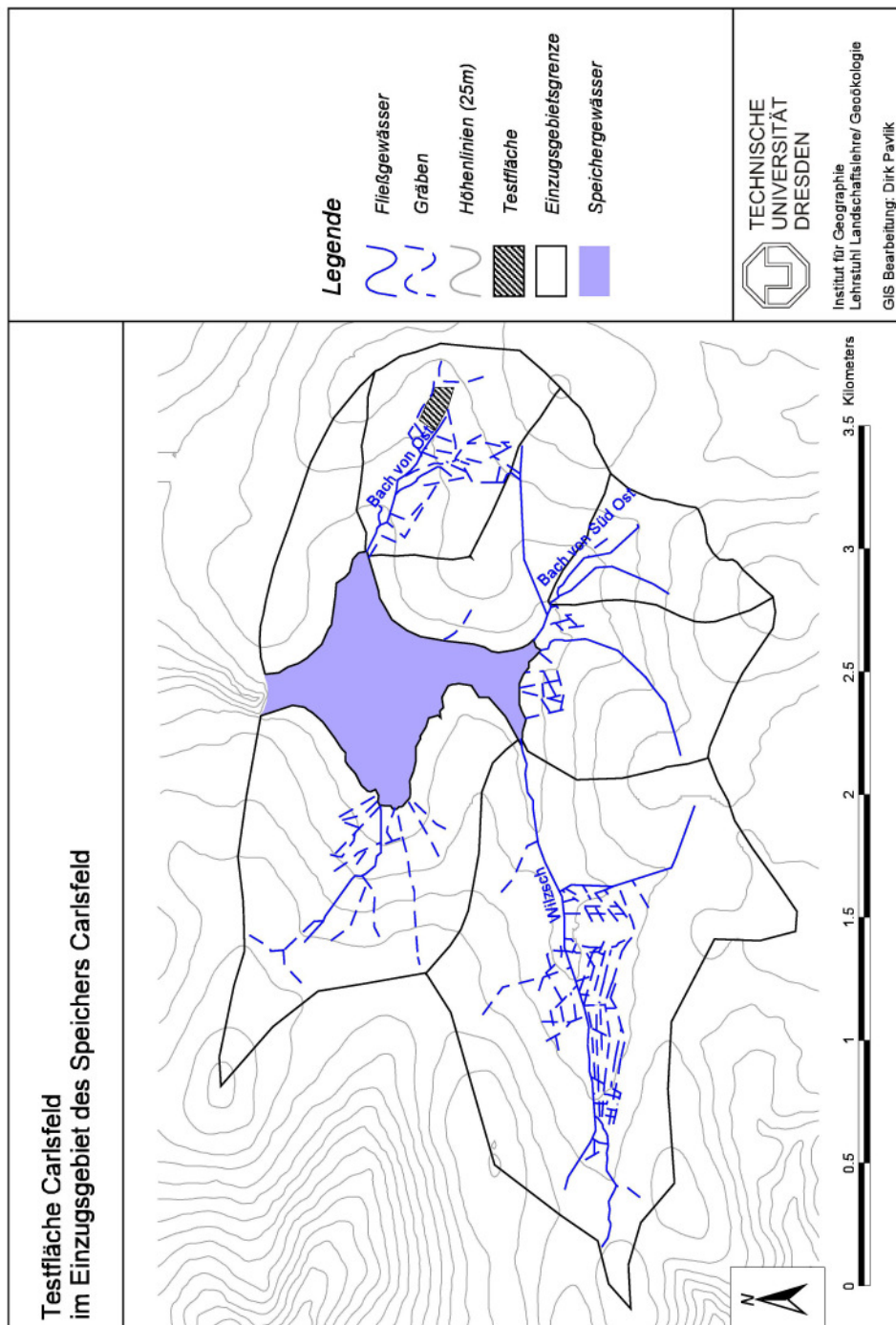
Anlage 6: Lage der Testfläche Weiße Mulde im EG des Speichers Muldenberg



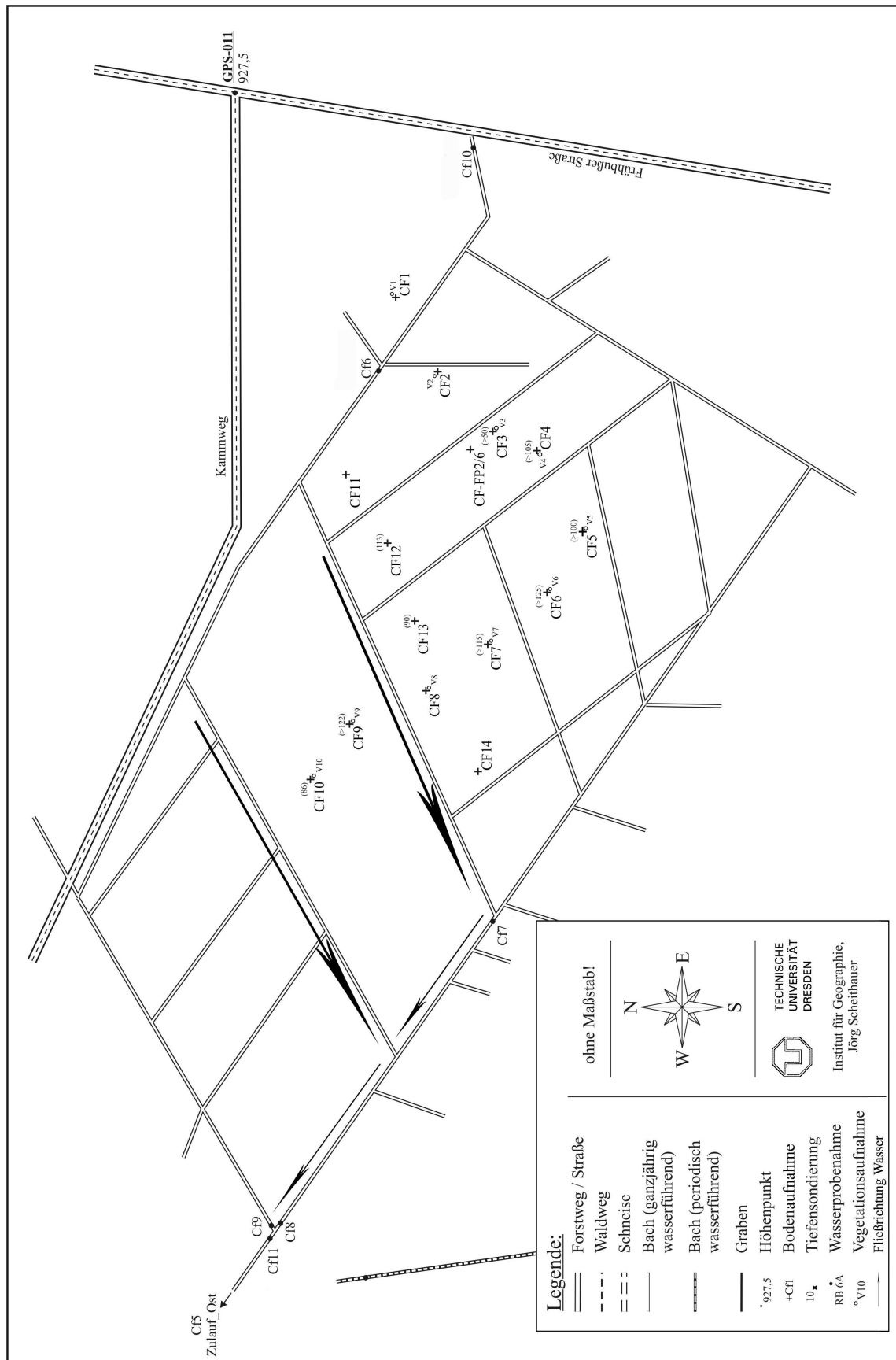
Anlage 7: Karte der TF Weiße Mulde (verändert nach Scheithauer in GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)



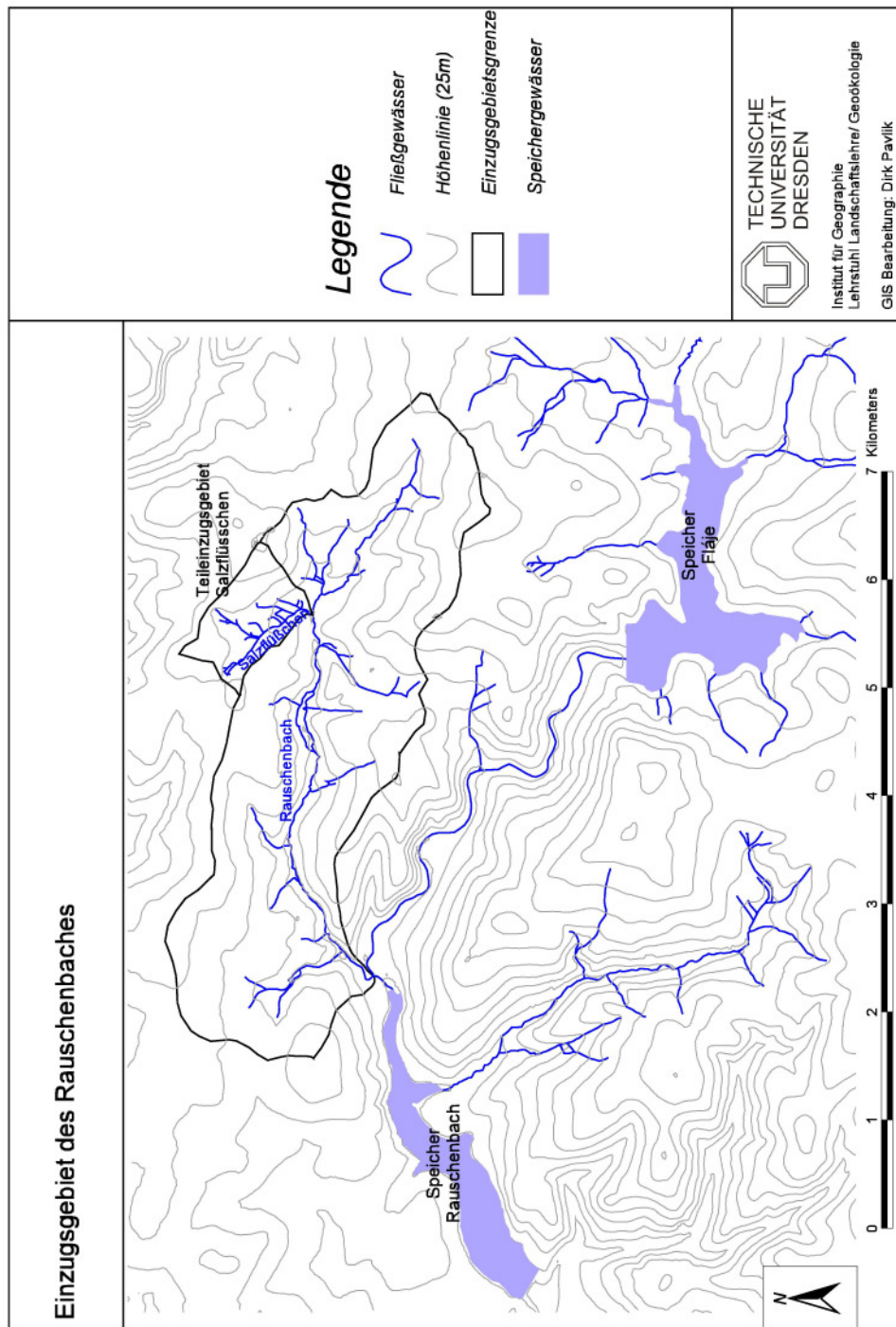
Anlage 8: Lage der Testfläche Carlsfeld im EG des Speichers Carlsfeld



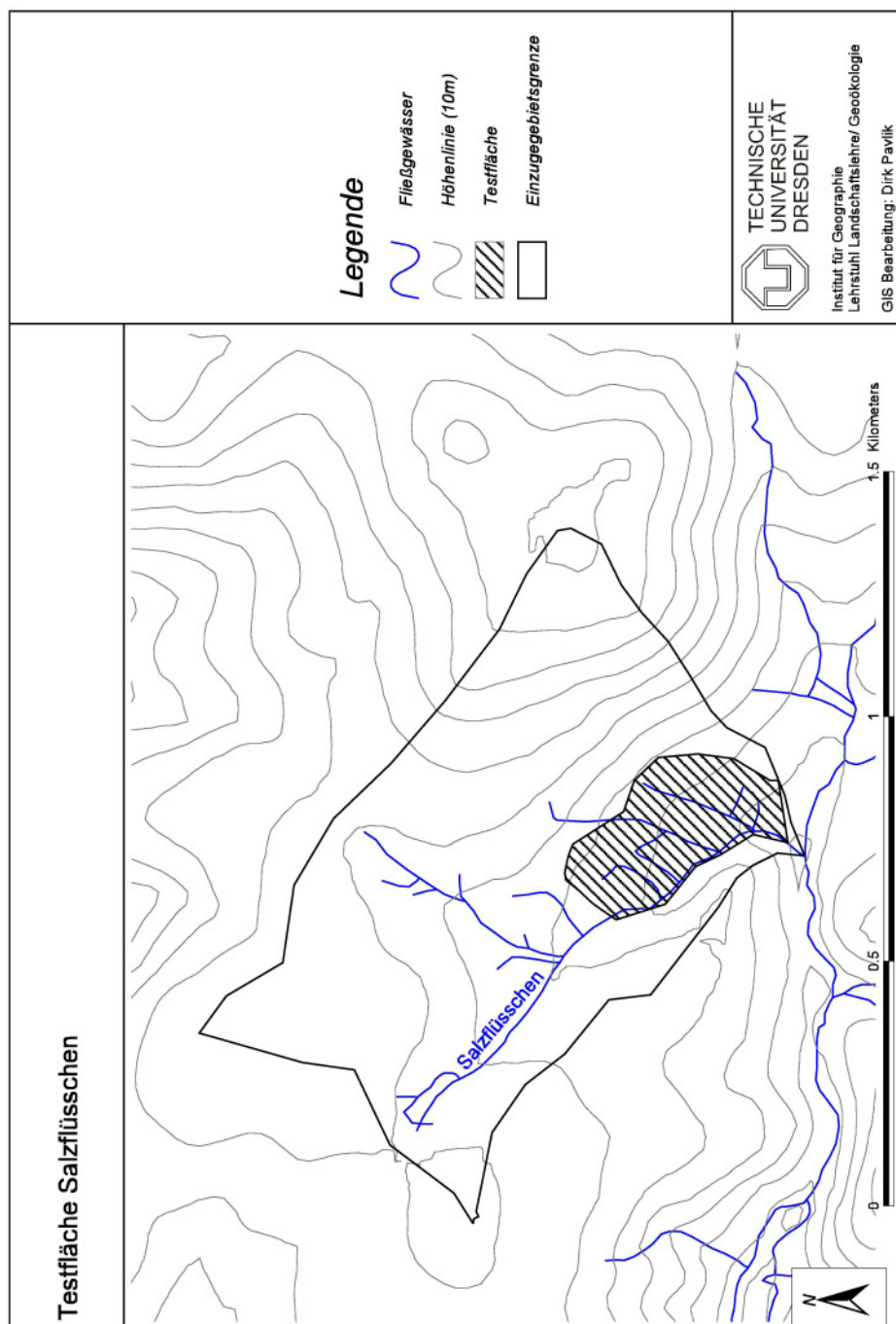
Anlage 9: Karte der TF Carlsfeld (verändert nach Scheithauer in GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)



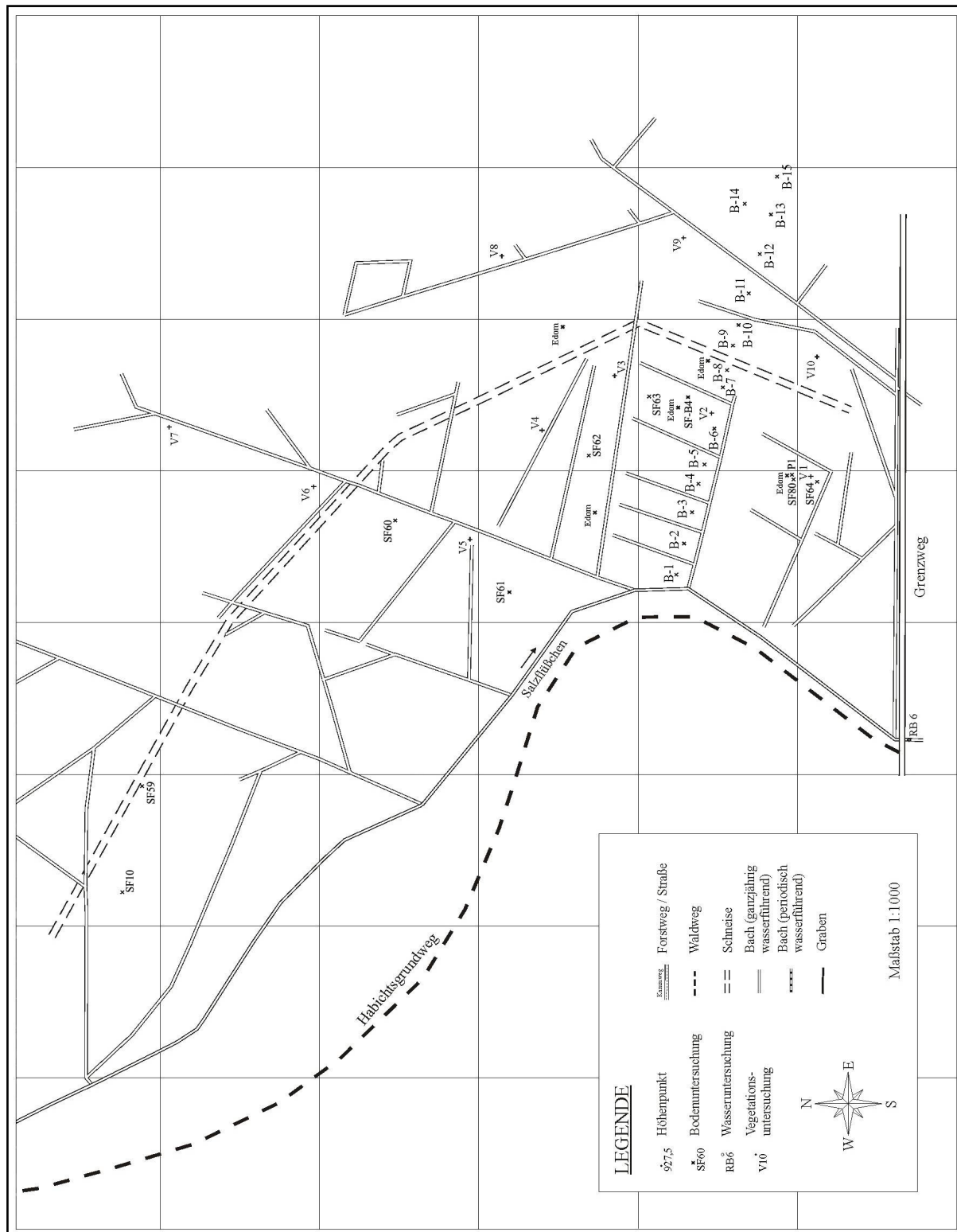
Anlage 10: Lage des TEG Salzflüßchen im EG des Speichers Rauschenbach



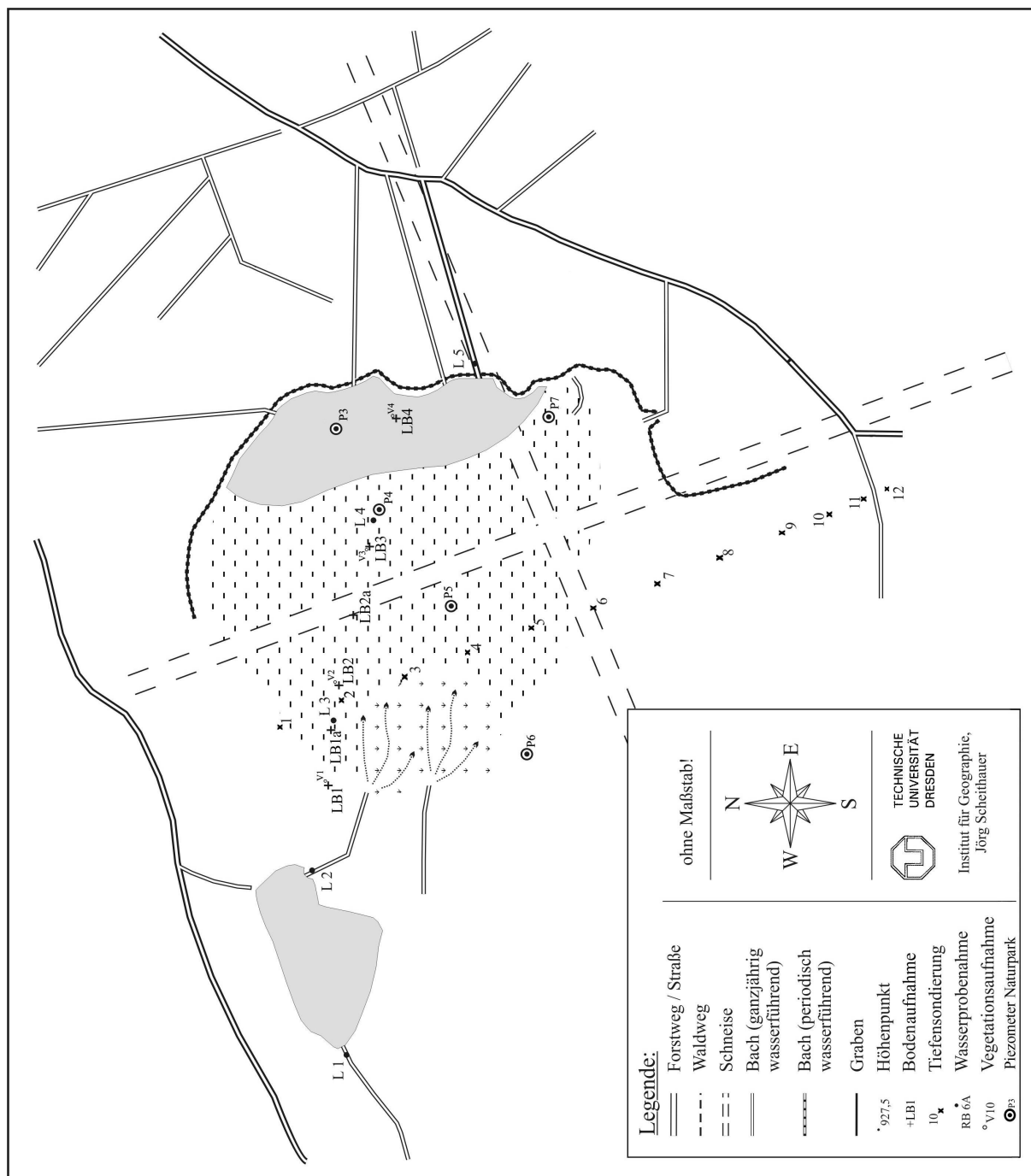
Anlage 11: Lager der Testfläche Salzflüsschen im TEG des Salzflüsschens



Anlage 12: Karte der TF Salzflüßchen (verändert nach Scheithauer in GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)



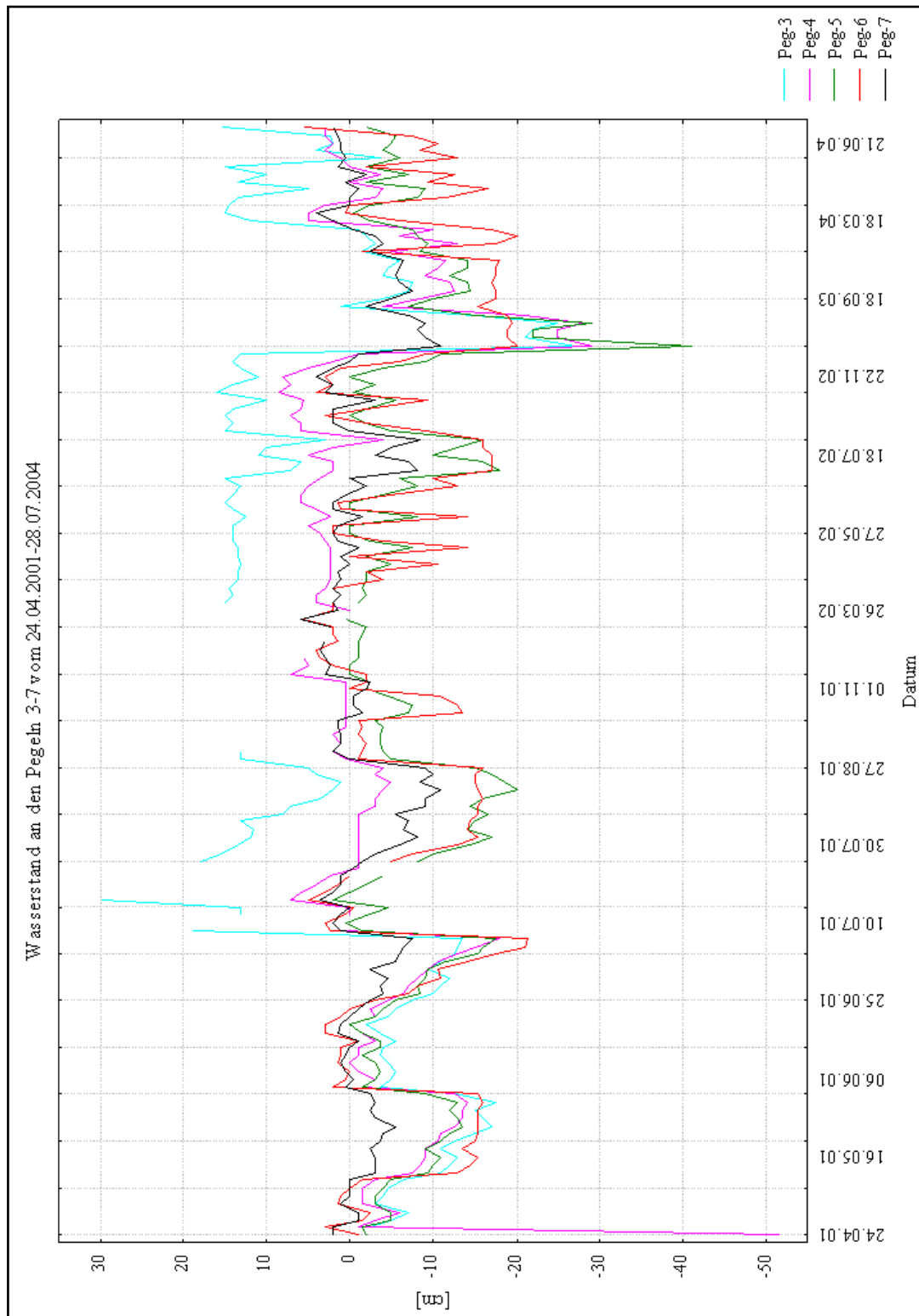
Anlage 13: Karte der TF Löffelsbach (verändert nach Scheithauer in GRUNEWALD & SCHMIDT 2005)



Anlage 14: Statistische Kennwerte der Wasserstände [cm GOF] in der TF Löffelsbach (Quelle: Naturpark „Erzgebirge/ Vogtland“)

Jahr	Pegelnummer:	3	4	5	6	7
2001	n	60	72	72	72	73
	Minimum	-17,5	-51,5	-20,0	-21,5	-11,0
	Maximum	30,0	7,0	2,0	5,0	3,5
	Mittelwert:	-1,6	-4,1	-7,4	-6,7	-2,1
	Median:	-4,3	-1,5	-5,0	-2,8	-1,0
	25%-Quartil	-11	-7,125	-12	-15	-4
	75%-Quartil	7,25	0	-3	0	1
	Standartabweichung:	11,0	7,8	5,6	7,7	3,5
2002	n	31	35	37	38	37
	Minimum	3,0	-4,0	-18,0	-17,0	-8,5
	Maximum	16,0	8,5	0,5	5,5	6,0
	Mittelwert:	12,8	4,1	-4,0	-3,6	0,4
	Median:	14,0	4,0	-2,0	0,5	1,5
	25%-Quartil	12,8	2,5	-5,5	-9,9	0,0
	75%-Quartil	14,0	5,8	-1,0	2,0	2,0
	Standartabweichung:	2,9	2,4	4,9	7,4	3,3
2003	n	19	19	19	19	19
	Minimum	-27,0	-29,0	-41,0	-20,0	-11,0
	Maximum	14,0	5,0	-4,0	1,0	2,0
	Mittelwert:	-5,8	-11,8	-14,3	-15,1	-4,8
	Median:	-4,0	-10,5	-12,0	-17,5	-5,5
	25%-Quartil	-11,3	-17,0	-14,8	-19,0	-7,3
	75%-Quartil	-1,3	-5,5	-8,8	-16,3	-2,3
	Standartabweichung:	12,1	9,9	8,9	6,3	3,5
2004	n	13	13	13	13	13
	Minimum	-3,5	-4,0	-9,0	-16,5	-2,0
	Maximum	15,5	5,0	-0,5	5,5	4,0
	Mittelwert:	9,2	1,1	-4,3	-7,0	0,8
	Median:	12,0	2,0	-4,0	-8,5	1,0
	25%-Quartil	4,0	0,0	-6,0	-11,5	0,0
	75%-Quartil	14,5	3,0	-2,0	-2,0	1,5
	Standartabweichung:	6,3	3,1	2,7	6,4	1,5

Anlage 15: Wasserstandsschwankung in der TF Löffelsbach in den Jahren 2001-2004 (Quelle Naturpark „Erzgebirge Vogtland“)



Anlage 16: Statistische Kennwerte der chemischen Torfeigenschaften in den 4 Testflächen

Weißer Mulde	pH	Corg [%]	OBS [%]	Norg [%]	C/N	Nc	P [mg·kg⁻¹]
n	22	20	22	22	22	20	23
Minimum	2,8	30,8	41,8	0,6	19,5	1,6	295,2
Maximum	4,5	53,7	92,9	1,5	63,9	3,9	1187,0
Mittelwert:	3,4	42,3	77,0	1,1	37,9	2,7	716,4
Median:	3,3	42,1	80,7	1,1	37,0	2,7	667,7
Standartabweichung:	0,4	6,5	13,4	0,2	9,8	0,6	236,3

Carlsfeld	pH	Corg [%]	OBS [%]	Norg [%]	C/N	Nc	P [mg·kg⁻¹]
n	26	19	26	26	19	19	26
Minimum	2,2	42,2	88,8	0,6	38,4	1,7	189,8
Maximum	3,3	56,7	99,1	1,4	60,1	2,6	623,0
Mittelwert:	2,6	48,7	96,2	1,1	47,3	2,1	361,5
Median:	2,5	48,5	97,4	1,1	47,2	2,1	340,5
Standartabweichung:	0,3	3,8	2,8	0,2	6,0	0,3	112,1

Salzflüßchen	pH	Corg [%]	OBS [%]	Norg [%]	C/N	Nc	P [mg·kg⁻¹]
n	59	59	48	59	59	59	59
Minimum	2,3	15,3	30,8	0,7	23,2	1,5	261,6
Maximum	4,1	66,5	98,6	1,8	57,6	4,3	1669,4
Mittelwert:	3,0	47,1	85,0	1,3	34,4	2,9	729,6
Median:	2,9	47,5	90,1	1,4	33,1	3,0	658,2
Standartabweichung:	0,4	10,2	15,5	0,3	6,6	0,6	312,1

Löffelsbach	pH	Corg [%]	OBS [%]	Norg [%]	C/N	Nc	P [mg·kg⁻¹]
n	8	8	8	8	8	8	8
Minimum	3,2	21,1	34,0	0,8	26,7	2,6	554,9
Maximum	4,9	54,0	92,0	1,7	38,8	3,7	1994,4
Mittelwert:	3,9	42,6	77,3	1,4	31,7	3,2	898,3
Median:	3,8	45,4	85,2	1,4	31,1	3,3	698,9
Standartabweichung:	0,5	9,6	20,3	0,3	4,9	0,5	495,9

Anlage 17: Statistische Kennwerte der physikalischen Torfeigenschaften in den Testflächen Weiße Mulde, Carlsfeld, Salzflüßchen

Weiße Mulde	RD [g·cm⁻³]	SV [%]	Bodenfeuchte [%]
n	14	14	14
Minimum	0,1	8,3	61,3
Maximum	0,6	34,3	100,0
Mittelwert:	0,3	16,8	83,2
Median:	0,2	14,1	84,7
Standartabweichung:	0,1	8,2	10,8

Carlsfeld	RD [g·cm⁻³]	SV [%]	Bodenfeuchte [%]
n	19	19	19
Minimum	0,1	5,9	61,9
Maximum	0,2	15,0	94,1
Mittelwert:	0,1	8,9	85,1
Median:	0,1	8,2	88,2
Standartabweichung:	0,04	2,8	8,0

Salzflüßchen	RD [g·cm⁻³]	SV [%]	Bodenfeuchte [%]
n	16	16	15
Minimum	0,1	9,6	59,5
Maximum	0,3	18,4	89,3
Mittelwert:	0,2	14,2	77,8
Median:	0,2	15,2	81,8
Standartabweichung:	0,1	3,0	10,2

Anlage 18: Organische Wasserkennwerte und deskriptive Statistik der TF Weiße Mulde

SAK254 [E·m⁻¹]	W1	W2	W3	W4	W5
25.05.2002	41,0	35,8	6,1	4,7	2,8
06.08.2002	29,7	24,1	29,4	4,9	5,3
08.11.2002	37,4	41,1	10,4	8,0	16,1
22.04.2003	39,3	26,6	10,6	5,3	10,7
14.06.2003	22,2	–	–	4,3	–
n	5	4	4	5	4
Minimum	22,2	24,1	6,1	4,3	2,8
Maximum	41,0	41,1	29,4	8,0	16,1
Mittelwert:	33,9	31,9	14,1	5,4	8,7
Median:	37,4	31,2	10,5	4,9	8,0
MAD:	5,7	6,6	5,9	0,9	4,7
Standartabweichung:	7,8	7,9	10,4	1,5	5,9

SAK436 [E·m⁻¹]	W1	W2	W3	W4	W5
25.05.2002	2,4	2,0	0,3	0,3	0,2
06.08.2002	1,4	1,4	0,3	0,2	0,3
08.11.2002	2,0	2,6	0,4	0,5	1,1
22.04.2003	2,4	1,6	0,5	0,3	0,7
14.06.2003	1,5	–	–	0,5	–
n	5	4	4	5	4
Minimum	1,4	1,4	0,3	0,2	0,2
Maximum	2,4	2,6	0,5	0,5	1,1
Mittelwert:	1,9	1,9	0,4	0,4	0,6
Median:	2,0	1,8	0,4	0,3	0,5
MAD:	0,4	0,4	0,1	0,1	0,3
Standartabweichung:	0,5	0,5	0,1	0,1	0,4

DOC [mg·l⁻¹]	W1	W2	W3	W4	W5
25.05.2002	9,8	9,9	2,1	1,9	2,6
06.08.2002	8,6	7,3	2,2	1,2	1,2
08.11.2002	7,7	7,9	2,9	2,5	4,7
22.04.2003	9,4	6,0	3,4	2,7	3,3
14.06.2003	5,7	–	–	1,8	–
n	5	4	4	5	4
Minimum	5,7	6,0	2,1	1,2	1,2
Maximum	9,8	9,9	3,4	2,7	4,7
Mittelwert:	8,2	7,8	2,6	2,0	2,9
Median:	8,6	7,6	2,5	1,9	3,0
MAD:	1,2	1,1	0,5	0,4	1,1
Standartabweichung:	1,6	1,6	0,6	0,6	1,4

Anlage 19: Organische Wasserkennwerte und deskriptive Statistik der TF Carlsfeld

SAK254 [E·m⁻¹]	Cf5	Cf6	Cf7	Cf8	Cf9	Cf10	Cf11
26.05.2002	74,4	3,8	52,3	63,5	40,9	5,9	–
07.08.2002	192,0	220,0	354,0	368,0	192,0	238,0	240,0
09.11.2002	29,4	13,2	30,4	34,3	17,8	21,9	23,9
22.04.2003	45,1	61,8	49,8	53,0	53,6	103,4	54,1
14.06.2003	20,4	3,8	8,2	14,8	9,3	–	12,4
n	5	5	5	5	5	4	5
Minimum	20,4	3,8	8,2	14,8	9,3	5,9	12,4
Maximum	192,0	220,0	354,0	368,0	192,0	238,0	240,0
Mittelwert:	72,3	60,5	98,9	106,7	62,7	92,3	82,6
Median:	45,1	13,2	49,8	53,0	40,9	62,7	39,0
MAD:	43,3	54,8	73,5	76,5	43,7	78,4	64,5
Standartabweichung:	70,0	92,3	143,7	147,2	74,4	106,1	106,4

SAK436 [E·m⁻¹]	Cf5	Cf6	Cf7	Cf8	Cf9	Cf10	Cf11
26.05.2002	5,8	0,2	5,2	6,0	3,1	0,3	–
07.08.2002	18,0	16,0	26,0	32,0	16,0	22,0	20,0
09.11.2002	2,1	0,8	2,6	3,0	1,1	1,2	1,8
22.04.2003	3,4	4,4	4,2	4,5	3,9	7,1	4,2
14.06.2003	1,8	0,3	1,0	1,7	0,8	–	1,3
n	5	5	5	5	5	4	4
Minimum	1,8	0,2	1,0	1,7	0,8	0,3	1,3
Maximum	18,0	16,0	26,0	32,0	16,0	22,0	20,0
Mittelwert:	6,2	4,3	7,8	9,4	5,0	7,7	6,8
Median:	3,4	0,8	4,2	4,5	3,1	4,2	3,0
MAD:	4,0	4,0	5,5	6,7	3,6	6,9	5,3
Standartabweichung:	6,8	6,7	10,3	12,7	6,3	10,0	8,9

DOC [mg·l⁻¹]	Cf5	Cf6	Cf7	Cf8	Cf9	Cf10	Cf11
26.05.2002	17,2	1,8	8,8	11,3	8,8	2,3	–
07.08.2002	30,0	26,8	42,3	47,4	29,6	35,3	36,3
09.11.2002	5,3	3,4	4,8	5,6	4,2	5,2	4,7
22.04.2003	9,3	13,8	11,1	11,5	11,2	21,9	11,4
14.06.2003	4,4	2,0	1,9	3,0	3,0	–	2,9
n	5	5	5	5	5	4	4
Minimum	4,4	1,8	1,9	3,0	3,0	2,3	2,9
Maximum	30,0	26,8	42,3	47,4	29,6	35,3	36,3
Mittelwert:	13,2	9,6	13,8	15,8	11,4	16,2	13,8
Median:	9,3	3,4	8,8	11,3	8,8	13,6	8,0
MAD:	7,5	7,4	9,3	10,1	6,7	12,4	10,0
Standartabweichung:	10,6	10,8	16,3	18,1	10,7	15,4	15,4

Anlage 20: Organische Wasserkennwerte und deskriptive Statistik der TF Löffelsbach

SAK254 [E·m⁻¹]	LB1	LB2	LB3	LB4	LB5
25.05.2002	10,8	6,2	35,4	216,0	270,0
06.08.2002	15,9	3,2	8,2	54,1	113,0
08.11.2002	12,7	20,6	19,6	29,8	26,4
22.04.2003	10,3	8,5	9,0	11,4	27,0
14.06.2003	13,8	7,4	353,6	104,6	424,0
n	5	5	5	5	5
Minimum	10,3	3,2	8,2	11,4	26,4
Maximum	15,9	20,6	353,6	216,0	424,0
Mittelwert:	12,7	9,2	85,2	83,2	172,1
Median:	12,7	7,4	19,6	54,1	113,0
MAD:	1,7	3,9	74,4	55,9	128,1
Standartabweichung:	2,3	6,7	150,5	82,1	172,3

SAK436[E·m⁻¹]	LB1	LB2	LB3	LB4	LB5
25.05.2002	0,6	0,6	2,9	17,0	25,5
06.08.2002	0,9	0,2	0,5	5,1	7,3
08.11.2002	0,7	1,1	1,1	1,8	1,6
22.04.2003	0,5	0,6	0,7	0,7	1,9
14.06.2003	0,8	0,6	34,2	11,7	42,0
n	5	5	5	5	5
Minimum	0,5	0,2	0,5	0,7	1,6
Maximum	0,9	1,1	34,2	17,0	42,0
Mittelwert:	0,7	0,6	7,9	7,3	15,7
Median:	0,7	0,6	1,1	5,1	7,3
MAD:	0,1	0,2	7,2	5,2	12,8
Standartabweichung:	0,2	0,3	14,7	6,9	17,7

DOC [mg·l⁻¹]	LB1	LB2	LB3	LB4	LB5
25.05.2002	3,1	3,0	10,7	44,6	49,2
06.08.2002	4,0	2,2	2,9	11,4	27,1
08.11.2002	3,1	4,7	4,7	6,4	6,0
22.04.2003	3,6	3,0	3,1	3,9	7,0
14.06.2003	4,0	5,2	78,6	20,6	82,8
n	5	5	5	5	5
Minimum	3,1	2,2	2,9	3,9	6,0
Maximum	4,0	5,2	78,6	44,6	82,8
Mittelwert:	3,6	3,6	20,0	17,4	34,4
Median:	3,6	3,0	4,7	11,4	27,1
MAD:	0,4	0,9	16,7	11,0	23,8
Standartabweichung:	0,4	1,3	32,9	16,5	32,3

Kurzfassung

Natürliche Hochmoore gelten wegen ihres Stoff- und Wasserhaushaltes als Stoffsenke besonders für Kohlenstoff. Für ihre Nutzung müssen sie entwässert werden, was zu teils irreversiblen Degradationsprozessen und zur Umwandlung zur Stoffquelle führt. Die Hochmoore des Erzgebirges unterlagen Jahrhunderte der Nutzung, weshalb sie heute unterschiedlich stark degradiert sind, was zum Teil durch die ökosystemaren Wandelprozesse der vergangenen 10-15 Jahre verstärkt wurde. Als ein Effekt dieser Wandelprozesse gilt der erhöhte Austrag von DOC (Dissolved Organic Carbon) in Oberflächengewässer des Erzgebirges, als dessen Hauptquelle die Hochmoore zu sehen sind. Es wird angenommen, dass ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Stoffausträge speziell des DOC-Austrages und dem Zustand der Hochmoore, als Ergebnis der unterschiedlichen nutzungsbedingten Degradation, besteht. Für die Erforschung dieser Hypothese, wurden erstmalig im Erzgebirge unterschiedlich degradierte Flächen mit landschaftsökologischen Ansätzen auf ihren Zustand und ihre gelösten Stoffausträge hin untersucht. Der Zustand wurde durch Boden- und Vegetationsuntersuchungen sowie die Kartierung der Gräben erfasst und nach dem für die Testflächen modifizierten Algorithmus von ZINKE & ULLMANN (2000) bewertet.

Die Fläche mit dem schlechtesten Zustand („Weiße Mulde“, Westerzgebirge) auf Grund der Grabenräumung 2001/ 2002, zeigt im Untersuchungszeitraum in ihren Testflächenwässern die geringsten DOC-Konzentrationen und einen konstant niedrigen DOC-Austrag. Den besten Zustand besaßen die Flächen „Carlsfeld“ und „Löffelsbach“ (Westerzgebirge). In „Carlsfeld“ bewirken die verlandenden Gräben die natürliche Regeneration der Fläche und verursachten im Untersuchungszeitraum deutlich höhere DOC-Konzentrationen. Die gleiche Bewertung erhielt der „Löffelsbach“ auf Grund der Revitalisierungsmaßnahmen durch den Grabenverbau im Jahr 2001. Die Testflächenwässer zeigten im Untersuchungszeitraum die höchsten DOC-Konzentrationen aller Flächen. Der Zustand der Fläche „Salzflüßchen“ (Osterzgebirge) wurde auf Grund verlandender Gräben, aber einer ehemals stärkeren Entwässerung schlechter als der von „Carlsfeld“ eingestuft. In Folge der geplanten Revitalisierungsmaßnahmen ist wie am „Löffelsbach“ mit einer Verbesserung des Zustandes sowie der Zunahme der DOC-Konzentrationen und DOC-Austräge zu rechnen. Die vorliegenden Ergebnisse weisen darauf hin, dass ein Zusammenhang zwischen nutzungsbedingtem Zustand und Stoffaustrag insbesondere des DOC-Austrages besteht, was durch die nationale und internationale Literatur gestützt wird. Es wird klar, dass Forschungsbedarf insbesondere auf dem Gebiet

landschaftshaushaltlicher Untersuchungen unterschiedlich degradierter Hochmoore im Erzgebirge besteht.

Summary

Natural peat bogs are known as a sinks especially for carbon because of their special matter and water balance. The use of peat bogs requires their drainage, but consequently the peat will decompose irreversibly and peatlands turn to a source especially for carbon. The peat bogs in the “Erzgebirge Mountains” were used over several centuries. That’s why the peatlands existing nowadays have different states dependent on the duration of their use. Besides the use peatlands were mostly negatively affected by processes of ecological change in the “Erzgebirge Mountains” in the last 10 to 15 years. As one result of ecological change the increased output of DOC (Dissolved Organic Carbon) into surface waters can be seen. The main source for DOC are peatlands. By the way it seems to exist a connection between the output of DOC and other dissolved substances and the state of the peatlands especially of their ditches. To research this hypothesis four test areas of different state were chosen. Their state and the output of DOC and other dissolved substances were investigated with methods from landscape ecology from 2001-2003. It was the first time, that peatlands in the “Erzgebirge Mountains” were investigated in such a way. The best state had the test area where the ditches were cleaned in 2000/ 2001 (“Weiße Mulde”, Western “Erzgebirge Mountains”). This test area showed the lowest but constant DOC-concentrations and DOC-output during the investigation period. The test areas “Carlsfeld” and “Löffelsbach” (Western “Erzgebirge Mountains”) had the best state. The state of “Carlsfeld” is related to the naturally closed ditches, which cause the processes of self regeneration. Due to such processes the DOC-concentrations were distinctly higher but very variable in dependence on weather and runoff. The same was supposed to DOC-output. The same valuation got the test area “Löffelsbach”, because of rewetting by technical closed ditches in 2001. During the investigation period the highest DOC-concentrations of all test areas were measured there. Similar to “Carlsfeld” DOC-concentrations and –output were highly variable in dependence on weather and runoff. The state of the test area “Salzflüßchen” (Eastern “Erzgebirge Mountains”) is also related to processes of self regeneration but was evaluated better than “Carlsfeld”, because the effect of former drainage was stronger in this area. In 2005 the rewetting of the test area is planned by “Naturpark Erzgebirge/ Vogtland”. In the consequence the DOC-concentrations and –output will increase similar to “Löffelsbach”. The results of the investigations indicate that a connection exists between state of peatlands and output of dissolved substances especially DOC. The results are supported by national and international literature. It will be clear, that

more research is necessary especially on the field of comparative investigations of peatlands with different states in the “Erzgebirge Mountains”.

Thesen

- (1) Natürliche Hochmoore sind sensible Ökosysteme, die durch ihren von der Umgebung unabhängigen Wasserhaushalt, einen oberflächennahen Wasserstand sowie ein stark witterungsabhängiges Abflussverhalten gekennzeichnet sind. Eng an diesen eigenständigen Wasserhaushalt ist ihr Stoffhaushalt gebunden, der langfristig durch eine positive Stoffbilanz charakterisiert ist, weshalb natürliche Hochmoore als Stoffsenke insbesondere für Kohlenstoff fungieren. Werden Hochmoore für ihre Nutzung, z.B. für forstliche Zwecke entwässert, unterliegen die Torfe durch die Wasserstandsabsenkung der irreversiblen, oxidativen Zersetzung. Das Abflussverhalten genutzter Hochmoore ist ausgeglichener und gleicht dem mineralischer Standorte. Sie werden langfristig zur Stoffquelle besonders für Kohlenstoff umgewandelt.
- (2) Die Hochmoore des Erzgebirges unterliegen zum Teil einer Jahrhunderte währenden Nutzung, die vor allem im 18. und 19. Jahrhundert auf die forstliche Nutzung ausgerichtet war. Deshalb sind die erzgebirgischen Hochmoore heute je nach Nutzungsdauer unterschiedlich stark degradiert. Es überwiegen jedoch die stark degradierten Moore gegenüber den weniger stark degradierten. Ein völlig unberührtes, natürliches Hochmoor existiert im Erzgebirge nicht mehr.
- (3) Ökosystemare Wandelprozesse wie Klimawandel oder veränderte atmosphärische Depositionen, wie sie im Erzgebirge in den vergangenen 10-15 Jahren auftraten, wirkten sich ebenfalls auf die empfindlich reagierenden gestörten Hochmoore aus und verstärkten zum Teil die irreversiblen Degradationsprozesse. Gleichzeitig wurde in diesem Zeitraum ein Anstieg der DOC-Austräge (DOC=Dissolved Organic Carbon) in Oberflächengewässer des Erzgebirges beobachtet, dessen Ursachen auch in den genannten ökologischen Wandelprozessen zu sehen sein dürften. Steigende DOC-Austräge in Oberflächengewässer wurden nicht nur im Erzgebirge sondern auch in Skandinavien, Großbritannien und Nordamerika beobachtet.
- (4) Als Hauptquelle dieser DOC-Austräge werden die unterschiedlich degradierten Hochmoore angesehen. Es scheint jedoch einen Zusammenhang zwischen dem nutzungsbedingten Zustand der Moore und ihrem DOC- bzw. Stoffaustrag zu bestehen.
- (5) Für die Erforschung des unter (4) genannten hypothetischen Zusammenhanges zwischen Zustand und Stoffaustrag wurden landschaftsökologische Ansätze gewählt, die in dieser Art in der Erforschung der erzgebirgischen Hochmoore bisher noch nicht umgesetzt wurden. Dafür wurden vergleichend unterschiedlich degradierte Hochmoortestflächen

hinsichtlich ihres Zustandes und ihrer gelösten DOC- bzw. Stoffausträge untersucht. Die gewählten Testflächen können als repräsentativ für die Hoch- und Kammlagen des Erzgebirges angesehen werden.

(6) Der Zustand wird durch die natürliche Moorgenese sowie zeitliche Dauer und Intensität nutzungsbedingter Eingriffe in Hochmoore bestimmt. Er kann insbesondere durch die Komponenten Boden, Vegetation und Entwässerungsgräben erfasst bzw. charakterisiert werden, da diese direkt von den anthropogenen Eingriffen beeinflusst werden. Durch die Bewertung des so bestimmten Zustandes, wird der moorökologische Zustand bewertet. Damit ist er gleichzeitig ein Maß für die Degradation von Hochmoorflächen, dass heißt wie weit sind sie in ihrem Zustand vom „Idealzustand – Natürliches Hochmoor“ entfernt.

(7) Für die Erfassung und Bewertung des Zustandes sowie der gelösten Stoffausträge aus den Testflächen wurden diese so gewählt, dass sie in Folge unterschiedlicher Nutzungseingriffe wie Grabenräumung, natürlicher Grabenverlandung und ökotechnischem Grabenverbau unterschiedlich degradiert waren und damit verschiedene Zustände aufwiesen. Diese Flächen wurden hinsichtlich der zustandsbeschreibenden Parameter Boden, Vegetation und Gräben im Gelände erfasst und ihr Zustand anschließend nach einem für die Flächen modifizierten Bewertungsalgorithmus von ZINKE & ULLMANN (2000) bewertet. Die wassergetragenen DOC- bzw. Stoffausträge wurden mit einem Ansatz, wie er auch für Einzugsgebiete nutzbar ist, in den Grabenwässern der Testflächen erfasst.

(8) Der Zustand von Hochmooren im Erzgebirge ist umso schlechter, je länger die nutzungsbedingte Entwässerung durch Grabenräumung anhält und je geringer die Torfmächtigkeit ist. Das heißt, dass die Torfe umso stärker degradiert sind und die Vegetation durch überwiegend hochmooruntypische Arten gebildet wird. Er ist umso besser, je länger die nutzungsbedingte Entwässerung zurück liegt. Demzufolge führen Prozesse der natürlichen Regeneration durch Grabenverlandung oder Regenerationsprozesse in Folge der Wiedervernässung durch ökotechnischen Grabenverbau zu weniger degradierten Torfen bzw. zur Torfkonservierung sowie zu einer steigenden Anzahl von hoch- und zwischenmoortypischen Pflanzenarten.

(9) Die DOC-Konzentrationen der Grabenwässer waren im Untersuchungszeitraum in der Testfläche mit dem schlechtesten Zustand (geräumte Gräben) am geringsten sowie durch ein konstantes Niveau gekennzeichnet. Das wird vor allem auf die stark degradierten Torfe und die schnelle Abführung von Wasser in Folge der geöffneten Gräben zurückgeführt. Die DOC-Konzentrationen der Grabenwässer in den beiden Flächen mit besserem Zustand waren höher. Die natürliche Grabenverlandung wie auch der ökotechnische Grabenverbau führen zu

weniger stark degradierten Torfen bzw. zur Konservierung der Torfe, sowie zu einem längeren Wasserrückhalt in den Torfen. Dadurch wird die Kontaktzeit zwischen Wasser und Torfmatrix erhöht, so dass insgesamt höhere DOC-Konzentrationen auftraten. In beiden Flächen schwankten diese stark in Abhängigkeit von der Witterung.

(10) Der DOC-Austrag ist abhängig von den orographisch-klimatischen Bedingungen sowie vom Zustand der Testflächen und ihren jeweiligen DOC-Konzentrationen. Im Untersuchungszeitraum war der DOC-Austrag aus der Fläche mit dem schlechtesten Zustand am geringsten, bei einem ebenfalls konstanten Niveau vergleichbar zu den DOC-Konzentrationen, was in erster Linie auf das ausgeglichene Abflussverhalten durch die geöffneten Gräben zurückgeführt wird. Der DOC-Austrag war insgesamt höher in den beiden Flächen mit besserem Zustand, unterlag aber in Abhängigkeit von der Witterung starken abflussbedingten Schwankungen. In beiden Flächen scheint das Abflussverhalten sich wieder dem natürlicher Moore, wie es in (1) angesprochen wurde, anzunähern.

(11) Die Untersuchung der Stoffkonzentrationen von Stickstoff, Schwefel und Phosphor zeigte, dass in der Testfläche mit dem schlechtesten Zustand jeweils die oxidierten Formen des Nitratstickstoffs sowie des Sulfatschwefels die höheren Konzentrationen gegenüber den reduzierten Formen wie z.B. Ammonium- oder Nitritstickstoff besaßen. Was auf die überwiegend aeroben Bedingungen in den Torfen, verursacht durch die Grabenräumung zurückgeführt wird. Geringe Konzentrationen wies auch das Phosphat auf. Dem gegenüber sanken in den Testflächen mit besserem Zustand die Konzentrationen der oxidierten Formen und die der reduzierten Formen stiegen an. Hauptverantwortlich sind in beiden Flächen die dominant anaeroben Bedingungen durch die Grabenverlandung bzw. den Grabenverbau. In der Fläche mit der natürlichen Grabenverlandung zeigte das Phosphat ähnliche Konzentrationen wie in der Fläche mit Grabenräumung. Die Testfläche mit dem Grabenverbau zeigte deutlich höhere Phosphatkonzentrationen, was auf eine Remobilisierung des Phosphats in Folge der Wiedervernässung schließen lässt.

(12) Die Stoffausträge der in (11) genannten Stoffe waren in der Fläche mit dem schlechtesten Zustand wegen ihres Abflussverhaltens konstant gering außer für den Sulfatschwefel in Folge seiner hohen Konzentrationen. In den beiden Testflächen mit besserem Zustand unterlagen die Stoffausträge wie beim DOC-Austrag in Abhängigkeit von der Witterung starken abflussbedingten Schwankungen.

(13) Bei der Wiedervernässung durch Grabenverbau von ehemals entwässerten Hochmooren ist mit einer Zunahme der DOC-, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen im

Abfluss dieser Flächen zu rechnen. Gleichzeitig dürften auch die Austräge genannter Stoffe steigen, aber in Abhängigkeit von der Witterung abflussbedingten Schwankungen unterliegen.

(14) Die Ergebnisse zeigen darauf hin, dass ein Zusammenhang zwischen Zustand und Stoffaustragsverhalten für erzgebirgische Hochmoore besteht. Bestätigung finden sie durch den Abgleich mit der nationalen und internationalen Literatur. Im Weiteren können sie für die gewählten Testflächen als repräsentativ angesehen werden und sind auf vergleichbare Flächen übertragbar. Die Problemstellung konnte sicher nicht abschließend geklärt werden, die erzielten Ergebnisse liefern jedoch erste Erkenntnisse für die unterschiedlich degradierten Hochmoore des Erzgebirges und können als Grundlage weiterer vergleichender Untersuchungen angesehen werden.

Thesis

(1) Natural peat bogs are sensitive ecosystems. They are characterized by their independent water balance, the water table near its surface and its strongly weather dependent runoff. The material balance of peat bogs is closely connected to the water balance. Because of these facts natural peat bogs are characterized by a longterm positiv material balance. Thats why they are seen as sinks esspecially for carbon. If peat bogs are drained for human use for example for forestry, irreversible degradation by oxidative decomposition will be the consequence. Due to the changed water balance of degraded peat bogs its runoff is more constant, similar to mineral sites. In turn peat bogs change from a material sink to a source.

(2) The peat bogs in the “Erzgebirge” mountains in the south of Saxony have been used and drained for centuries. Esspecially in the 18th and 19th centurie they were used for forestry. Therefore they are currently differently degraded in dependence on the duration of its usage. The majority of peat bogs (peatlands) is strongly degraded. In the “Erzgebirge” mountains a natural peat bog does’nt exist anymore.

(3) In the last 10-15 years ecological change processes have been occured in the “Erzgebirge” mountains. Esspecially the processes of climate change and changed atmospheric depositions have affected the sensitive peat bogs. The degradation of them has been partly increased by these changes. In the same time an increase of the output of DOC (=Dissolved Organic Carbon) into surface waters of the “Erzgebirge” has been observed. The reasons for these increase can also be seen in the mentioned ecological change processes. Increasing DOC outputs into surface waters have also been observed in Scandinavia, UK and North America.

(4) The differently degraded peat bogs could be seen as the main source for the DOC output. It is assumed that there is a connection between the levels of material output, esspecially DOC, and the usage related degradation of peat bogs.

(5) For the investigation of this hypothesis differently degraded test sites were analyzed by using a landscape ecological approach. The different test sites have been compared regarding their states and their outputs of DOC and other dissolved material. The choosen test sites are to be seen as representative for the montane zone of the “Erzgebirge” mountains. For the first time that peat bogs in the “Erzgebirge” mountains were investigated in this way.

(6) The present state of peat bogs in the “Erzgebirge” mountains is dependent on the natural bog development as well as on the duration and intensity of human use. It can be

characterized especially by the components of soils, vegetation and ditches. These components are directly influenced by human use. By assessing this state you get an assessment of the ecological state of the peat bogs. Simultaneously it is a measure for degradation of the peat bogs. In other words: how far deviate the degraded peatlands from the “ideal state” of a natural peat bog?

(7) The chosen test sites represented different usage related disturbances like ditch cleaning, natural deposition of ditches and rewetting by technically closed ditches. Consequently it was possible to investigate peatlands of different state and material output. Their states have been analysed by investigations of soils, vegetation and ditches. To assess the states, the modified algorithm from ZINKE & ULLMANN (2000) was used. For the investigation of DOC output and outputs of other dissolved materials an approach was used, which is also applied to catchment areas. Material concentrations and runoff were analysed in the ditch waters.

(8) The state of peat bogs in the “Erzgebirge” mountains is worsening, the longer usage related drainage lasts and the thinner the peat layer is. That means the peats are degraded and the vegetation is predominantly untypical for peat bogs. The state is better the longer drainage lasts in the past. Consequently natural deposition of ditches or technical closed ditches causes less degraded peat or preserved peat. Furthermore an increased number of typical peat bog plants exist.

(9) The test site with the worst state (cleaned ditches) has shown the smallest but constant DOC concentrations in its tested waters during the investigation period. The main reason for, is its strongly degraded peat and the low contact time between infiltrated water and peat matrix, due to the fast runoff in the cleaned ditches. The test sites with the comparably better shapes showed higher DOC concentrations in their tested waters. Due to natural depositing of ditches and rewetting by technically closing ditches the peat is less degraded or even preserved. The longer contact time between soil water and peat matrix results in significantly higher DOC concentrations. In both test sites they showed strongly weather dependent variations.

(10) The DOC output depends on the orographic and climatic conditions as well as on the state of the test sites and their special DOC concentrations. The test site with the worst state has shown the lowest DOC output on a constant level, comparable to the DOC concentrations, a result of balanced runoff due to the cleaned ditches. The test sites with the comparably better shapes showed higher DOC outputs with weather dependent variations

along to the variations of DOC concentrations. In both cases the runoff behaviour seems to converge to the state of natural peat bog as mentioned in paragraph (1).

(11) The investigations of the nitrogen, sulphur and phosphorus concentrations in the test waters showed the following results: Because of the predominant aerobic conditions of the test site with the worst state the oxidised forms of nitrate (NO_3^-) and sulphate (SO_4^{2-}) proved to have higher concentrations than the reduced forms of ammonium (NH_4^+) or nitrite (NO_2^-). Also phosphate showed low concentrations. The main reason for these results is the ditch cleaning. Contrary the test sites with the comparably better state revealed decreased concentrations of oxidised forms and increased concentrations of reduced forms (ammonium or nitrite). At both test sites it is caused by the predominantly anaerobic conditions due to natural depositing of ditches or technically closed ditches respectively. The test site characterized by naturally deposited ditches has shown phosphate concentrations similar to the test site with cleaned ditches. Significantly higher phosphate concentrations have been found at the test site with technically closed ditches. Possibly this higher phosphate concentrations are related to the remobilization of phosphate due to rewetting.

(12) Because of the low runoff the output of material, mentioned in paragraph (11) has been the lowest in the test site with the worst state. Except the sulphate output because of its high concentrations. The material output from the test sites with comparably better state has shown runoff related variations in dependence from weather similar to the DOC output of these test sites.

(13) An increase of the concentrations of DOC, ammonium and phosphate in the runoff is to be expected due to the rewetting of former drained peat bogs by technical closure of ditches. At the same time an increase of the output of the same materials should be expected. Due to the water balance similar to natural peat bogs strong weather dependent variations have to be expected for the output of dissolved materials.

(14) The results suggest the interrelation between state and dissolved material output for peat bogs in the “Erzgebirge” mountains. The results are supported by the national and international literature. They can be seen as representative for the chosen test sites and can be transferred to comparable sites. Surely, the subject could not be discussed finally, but the results can be seen as the first findings for the differently degraded peat bogs in the “Erzgebirge” mountains and they are the base for further research in this field.